BIOINDIKATION UND RAUMBEWERTUNG MIT MOLLUSKEN DER FAMILIEN AMPULLARIIDAE UND HYDROBIIDAE

DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Philosophie
der Philosophischen Fakultät
der Universität des Saarlandes

vorgelegt von

Luiza Chomenko
aus Rio Grande do Sul, Brasilien

Saarbrücken
1986

BIOINDIKATION UND RAUMBEWERTUNG

MIT MOLLUSKEN DER FAMILIEN

AMPULLARIIDAE UND HYDROBIIDAE

D I S S E R T A T I O N

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Philosophie

der Philosophischen Fakultät

der Universität des Saarlandes

vorgelegt von

LUIZA CHOMENKO

aus Rio Grande do Sul, Brasilien

Saarbrücken

1986

Der Dekan: Prof. Dr. D. Fliedner
Berichterstatter: Prof. Dr. Paul Müller
Prof. Dr. Geza Altmann
Tag der letzen Prüfungsleistung: 12.05.1986

Es ist notwendig von der heute vorherrschenden ANTHROPOZENTRISCHEN- (Umweltschutz als Eigenschutz) zu einer BIOZENTRISCHEN-Haltung überzugehen , die alle Organismen schützt , unabhängig von ihrem Nutzen für den Menschen . Dies sollte besonders im Hinblick auf die zukünftigen Generationen geschehen , denen gegenüber man verpflichtet ist.

(EDWARDS , 1984)

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
1 - Einleitung	1
2 - Material und Methoden	9
2.1 - Auswahl geeigneter Organismen	9
2.2 - Erhebung im Gelände	11
2.3 - Biotests	12
2.3.1 - Ampullariidae	14
2.3.1.1 - Schwermetalle	14
2.3.1.2 - Salinität	20
2.3.1.3 - pH	20
2.3.2 - Hydrobiidae	20
3 - Beschreibung des Untersuchungsgebietes	21
4 - Resultate und Diskussion	31
4.1 - Verbreitung der untersuchten Taxa	31
4.1.1 - Hydrobiidae	38
4.1.2 - Ampullariidae	45
4.2 - Bioindikation und Umweltfaktoren	66
4.2.1 - Toxikologie und Anwendung von Verhaltensänderungen	66
4.2.2 - Toxizität der untersuchten Parameter : Ermittlung der LC_{50}-, NEC_{50}- und EC_{50}-Werte	109
4.2.3 - Darstellung von Toxizitätsniveaus	155
4.2.4 - Grenzwerte und Grenzwert - bestimmung von Wasserinhaltsstoffen	159
5 - Schlußfolgerungen	165
6 - Literaturverzeichnis	167
7 - Zusammenfassung	198
Summary	200
Resumo	202
8 - Anhang	204

VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN

		Seite
Abb. 2.a	Schema der durchgeführten Arbeitsschritte	10
Abb. 3.a	Geographische Lage von Rio Grande do Sul, Brasilien	22
Abb. 3.b	Untersuchungsgebiet in R.G.Sul	22
Abb. 3.c	Standorte n. 1 bis 94	29
Abb. 3.d	Standorte n. 26 bis 81 (+ 87 u.94)	30
Abb. 4.1.a	Die Ausbreitungszentren der neotropischen Landtierwelt	32
Abb. 4.1.b	Kontinentale Faunenregionen	33
Abb. 4.1.c	Diagramm mit wichtigsten Meeresströmungen im Pazifischen und Atlantischen Ozean	33
Abb. 4.1.d	Zoogeographische Regionen in Süd-Amerika	35
Abb. 4.1.e	Globale Verbreitung von Mollusken der Familien Ampullariidae und Hydrobiidae.	60
Abb. 4.1.f	Verbreitung von Mollusken Ampullariidae und Hydrobiidae in der Neotropis und übergangsgebiet zum Nearctis	61
Abb. 4.1.g	Verbreitung von Ampullariidae und Hydrobiidae in Süd-Amerika	62
Abb. 4.1.h	Verbreitung von Ampullariidae und Hydrobiidae in Rio Grande do Sul (Sto. 1 bis 94)	64
Abb. 4.1.i	Verbreitung von Ampullariidae und Hydrobiidae in Rio Grande do Sul (Sto. 26 bis 81, sowie 87 und 94)	65
Abb. 4.1.1.a	Littoridina australis aus Rio Grande do Sul, Brasilien	38
Abb. 4.1.2.a	Ampullaria (Pomacea) canaliculata, aus Rio Grande do Sul, Brasilien	45
Abb. 4.1.2.b	Verbreitung von Ampullariidae mit hornigen Operkulum	47

		Seite
Abb. 4.2.1.a	Diagramm der Wirkungen zunehmender Konzentrationen einer Substanz auf den physiologischen Zustand eines Organismus	73
Abb. 4.2.1.b	Darstellung des Prozentanteils unterschiedlicher Aktivitätsstufen von A. canaliculata während einer 96 Std. Exposition auf CADMIUM	81
Abb. 4.2.1.c	Prozenanteil von A. canaliculata in CADMIUM exponiert, mit Reaktions - stufe 1+2+3 (NEC); 5+6+7 (EC) und 7 (T)	83
Abb. 4.2.1.d	Darstellung ... auf KUPFER	85
Abb. 4.2.1.e	Prozentanteil .... in KUPFER ...	87
Abb. 4.2.1.f	Darstellung ... auf QUECKSILBER	89
Abb. 4.2.1.g	Prozentanteil ... in QUECKSILBER..	91
Abb. 4.2.1.h	Darstellung ... auf BLEI	93
Abb. 4.2.1.i	Prozentanteil ... in BLEI ...	95
Abb. 4.2.1.j	Darstellung ... auf ZINK	97
Abb. 4.2.1.k	Prozentanteil ... in ZINK ...	99
Abb. 4.2.1.l	Darstellung ... auf LEITFÄHIGKEIT..	101
Abb. 4.2.1.m	Prozentanteil ... in LEITFÄHIGKEIT.	103
Abb. 4.2.1.n	Darstellung ... auf pH	105
Abb. 4.2.1.o	Prozentanteil ... in pH...	107
Abb. 4.2.2.a	Mangel und Überfluß von essentiellen und nicht-essentiellen Spuren - elementen.	109
Abb. 4.2.2.b	Diagramm für den Zusammenhang zwischen Überlebensrate (%) von A. canaliculata , der CADMIUM - Konzentrationen (µg/l) und der Expositionsdauer (Std.)	114
Abb. 4.2.2.c	Diagramm ... KUPFER-....	115
Abb. 4.2.2.d	Diagramm ... QUECKSILBER-...	116
Abb. 4.2.2.e	Diagramm ... BLEI-...	117
Abb. 4.2.2.f	Diagramm ... ZINK-...	118

		Seite
Abb. 4.2.2.g	Diagramm ... LEITFÄHIGKEIT ...	119
Abb. 4.2.2.h	Diagramm ... pH ...	120
Abb. 4.2.3.a	Beziehungen zwischen Individuenzahl und Konzentrationen der toxischen Substanzen.	155
Abb. 4.2.3.b	Beziehungen zwischen Überlebensrate von A. canaliculata (%) und CADMIUM-Konzentrationen (µg/l), wobei A: Toleranzzone ; B: sub - letalstreßzone und C : letalstreßzone bedeutet.	156
Abb. 4.2.3.c	Beziehungen ... KUPFER-...	156
Abb. 4.2.3.d	Beziehungen ... QUECKSILBER-...	156
Abb. 4.2.3.e	Beziehungen ... BLEI-...	157
Abb. 4.2.3.f	Beziehungen ... ZINK-...	157
Abb. 4.2.3.g	Beziehungen ... LEITFÄHIGKEIT...	157
Abb. 4.2.3.h	Beziehungen ... pH-...	157
Abb. 4.2.4.a	Graphische Darstellung der er - mittelten NEC_{50}-, EC_{50}- und LC_{50}-Werte für A. canaliculata.	164
Anhang 8.2	Artenzahl aquatischer Gastropoden in Afrika	205
Anhang 8.4	LC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit CADMIUM	208
Anhang 8.5	LC_{50}- .... mit KUPFER	209
Anhang 8.6	LC_{50}- .... mit QUECKSILBER	210
Anhang 8.7	LC_{50}- .... mit BLEI	211
Anhang 8.8	LC_{50}- .... mit ZINK	212
Anhang 8.9	LC_{50}- .... mit LEITFÄHIGKEIT	213
Anhang 8.10	LC_{50}- .... mit pH	214
Anhang 8.11	NEC_{50}- und EC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit CADMIUM	215
Anhang 8.12	NEC_{50}- und .... mit KUPFER	216
Anhang 8.13	NEC_{50}- und .... mit QUECKSILBER	217

Seite

Anhang 8.14	NEC_{50}- und ... mit BLEI	218
Anhang 8.15	NEC_{50}- und ... mit ZINK	219
Anhang 8.16	NEC_{50}- und ... mit LEITFÄHIGKEIT	220
Anhang 8.17	NEC_{50}- und ... mit pH	221

VERZEICHNIS DER TABELLEN

		Seite
Tab. 2.3.1.1.a	Verhaltensänderungen - A. canaliculata - REAKTIONSSKALA	17
Tab. 2.3.1.1.b	Angewandte Definitionen in diese Arbeit	18
Tab. 2.3.1.1.c	Einschätzung der Toxizität eines Wasserinhaltsstoffes gegenüber Wasserorganismen nach der höhe der Schwellenkonzentration.	19
Tab. 3.a	Untersuchungsstandorte und Gewässer	28
Tab. 4.1.a	Vorkommen von Ampullariidae und Hydrobiidae in Rio Grande do Sul, Brasilien (Sto. 1 bis 94), sowie die Salzkonzentrationen.	64
Tab. 4.2.1.a	Verhaltensänderungen von A. canaliculata bei Einwirkung unterschiedlicher CADMIUM-Konzentrationen in verschiedenen Zeitabschnitten.	80
Tab. 4.2.1.b	Verhaltensänderungen von A. canaliculata in verschiedenen Konzentrationen von CADMIUM; ... bedeutet: Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 1+2+3 / Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 5+6+7 und letztendlich der Prozent toter Individuen.	82
Tab. 4.2.1.c	Verhaltensänderungen ... bei KUPFER.	84
Tab. 4.2.1.d	Verhaltensänderungen .. von KUPFER...	86
Tab. 4.2.1.e	Verhaltensänderungen .. bei QUECK - SILBER...	88
Tab. 4.2.1.f	Verhaltensänderungen ...von QUECK-SILBER ...	90
Tab. 4.2.1.g	Verhaltensänderungen ... bei BLEI..	92
Tab. 4.2.1.h	Verhaltensänderungen ... von BLEI..	94
Tab. 4.2.1.i	Verhaltensänderungen ... bei ZINK..	96
Tab. 4.2.1.j	Verhaltensänderungen ... von ZINK..	98
Tab. 4.2.1.k	Verhaltensänderungen ... bei LEITFÄHIGKEIT...	100
Tab. 4.2.1.l	Verhaltensänderungen ... von LEITFÄHIGKEIT ...	102

		Seite
Tab. 4.2.1.m	Verhaltensänderungen ... bei pH..	104
Tab. 4.2.1.n	Verhaltensänderungen ... von pH..	106
Tab. 4.2.2.a	Anteil (%) der überlebenden Individuen nach x Stunden Exposition in verschiedenen Konzentrationen von CADMIUM	114
Tab. 4.2.2.b	Anteil... von KUPFER	115
Tab. 4.2.2.c	Anteil... von QUECKSILBER	116
Tab. 4.2.2.d	Anteil... von BLEI	117
Tab. 4.2.2.e	Anteil... von ZINK	118
Tab. 4.2.2.f	Anteil... von LEITFÄHIGKEIT	119
Tab. 4.2.2.g	Anteil... von pH	120
Tab. 4.2.2.h	Ermittlung des LC_{50}-Wertes , nach 96 Std. Exposition für CADMIUM (µg/l)	130
Tab. 4.2.2.i	Ermittlung der NEC_{50}- und EC_{50} - Werte, nach 96 Std. Exp. für CADMIUM (µg/l).	131
Tab. 4.2.2.j	Ermittlung des LC_{50}-.. für KUPFER	135
Tab. 4.2.2.k	Ermittlung der NEC_{50}-... für KUPFER	136
Tab. 4.2.2.l	Hg-Konzentrationen in Fischen (ppm) aus Gewässern in Rio Grande do Sul	139
Tab. 4.2.2.m	Ermittlung des LC_{50}-... für QUECK-SILBER	140
Tab. 4.2.2.n	Ermittlung der NEC_{50}-... für QUECK-SILBER	141
Tab. 4.2.2.O	Ermittlung des LC_{50}-... für BLEI	144
Tab. 4.2.2.p	Ermittlung der NEC_{50}-... für BLEI	145
Tab. 4.2.2.q	Ermittlung des LC_{50}-... für ZINK	147
Tab. 4.2.2.r	Ermittlung der NEC_{50}-... für ZINK	148
Tab. 4.2.2.s	Ermittlung des LC_{50}-... für LEIT-FÄHIGKEIT	150
Tab. 4.2.2.t	Ermittlung der NEC_{50}-... für LEIT-FÄHIGKEIT	151
Tab. 4.2.2.u	Ermittlung des LC_{50}-... für pH	152
Tab. 4.2.2.v	Ermittlung der NEC_{50}-... für pH	153

Seite

Tab. 4.2.4.a	Grenzwerte und Kriterien von Wasserinhaltsstoffen in verschiedenen Ländern.	162
Tab. 4.2.4.b	Empfohlene Richtwerte (DMA-SSMA) zur Erhaltung aquatische Organismen (mg/l)	163
Tab. 4.2.4.c	NEC_{50}-, EC_{50}- und LC_{50}-Werte bei A. canaliculata für Schwermetalle, pH und Leitfähigkeit.	164

1 - EINLEITUNG

Kritische Verbreitungsanalysen von neotropischen Gastro - poden scheiterten bisher mangels sorgfältiger Unter - suchungen abiotischer Faktoren sowie der Systematik der Taxa. Dies gilt insbesondere für die HYDROBIIDAE und AM - PULLARIIDAE, obwohl gerade diese Familien von großem bio- geographischem Interesse sind.

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, den Einfluß abio - tischer Faktoren (natürliche oder vom Menschen verursachte) auf die Verbreitung von Mollusken, speziell der oben - genannten Familien zu bewerten. Dabei erfolgt im ersten Teil eine Untersuchung des Vorkommens von Hydrobiidae in einem nur wenig anthropogen beeinflußten Gebiet (Küsten - seen von Rio Grande do Sul). Der zweite Teil befaßt sich mit der Verbreitung der Ampullariidae in Rio Grande do Sul, einschließlich stark anthropogen beeinflußter Gewässer in der Nähe von Porto Alegre. Sie soll dazu beitragen, einen geeigneten Indikator für die Gewässer in Rio Grande do Sul, Brasilien, zu finden. Es wurden zahlreiche Unter - suchungen mit Littoridina (=Heleobia ?) spp und Ampullaria canaliculata sowohl im Labor als auch im Gelände durch - geführt.

Die Auswahl dieser beiden Molluskengruppen erklärt sich aus ihren Besonderheiten leichte Auffindbarkeit, große biogeographische Verbreitung, hohe Individuendichte und vor allem Repräsentativität für das gewählte Untersuchungs gebiet. (SOULEYET u. EYDOUX, 1852; IHERING, 1895; PILSBRY 1911, 1924, 1935, 1952; PRESTON 1912; BAKER 1913; ALDER - SON 1925; PILSBRY u. BEQUAERT 1927; THIELE 1928, 1931 ; WESENBERG-LUND 1939; PAIN 1950, 1960, 1972; GEIJSKES und PAIN 1957; SCOTT 1957; COOKE 1958; STUARDO 1961; MARCUS 1963, 1963a, 1965; ANDREWS 1964, 1965; MORTON 1968; THOMP SON 1968; CASTELLANOS 1971; GAILLARD 1973, 1973a, 1974 , 1974a; BURKY et al. 1972; BURKY 1974; FENCHEL 1975, 1975a; CASTELLANOS und FERNANDEZ 1976; BEMVENUTI et al. 1978 ; CAPITOLI et al. 1978; BROWN 1980; DURAND und LEVEQUE 1980; SCHÄFER und LANZER 1980; CHOMENKO 1981; LANZER 1983 ;

OLIVEIRA 1983; PINEDA-SCHULER 1983; CHOMENKO und SCHÄFER 1984, 1984a; LANZER und SCHÄFER, 1984).

Seit Beginn der industriellen Entwicklung werden in zu nehmenden Maße die negativen Einflüsse des Menschen auf seine Umwelt bezüglich der Lebensbedingungen und der Verbreitungsmöglichkeiten von Organismen deutlich. Große Beachtung muß Industrieabfällen, bestimmten technischen Anlagen (z.B. Stauseen, Kraftwerken, etc),wasserbaulichen Maßnahmen, sowie dem Ausbaggern von Flüssen und Kanälen geschenkt werden, da sie letztendlich alle auf die Ge - wässergüte einwirken. Die Gewässerverschmutzung begann während der industriellen Revolution mit Problemen , die auf lokal begrenzte Regionen beschränkt waren. Zu der Zeit,als der Mensch nur zur Jagd ging und Vieh züchtete, waren die Probleme auf die Landschaft, d.h., auf die Beseitigung der entstehenden Exkremente, begrenzt . Im Laufe der Entwicklung kam es zu einer Vergrößerung der Farmen und zur Ausbildung unterschiedlicher Industrie - zweige, was mehr Menschen in die Städte zog. (WARREN und DOUDOROFF 1971; BUTTLER 1978).

Es ist hervorzuheben,daß sich in Rio Grande do Sul in den letzten Jahrzehnten eine sehr starke Entwicklung, sowohl im industriellen als auch im landwirtschaftlichen Bereich, vollzogen hat, und daß der Verbrauch von Umweltchemika - lien in beiden Produktionszweigen ständig weiter zunimmt.

Bei der Bewertung einer Region und des Vorkommens der in ihr lebenden Organismen ist es notwendig, alle darauf Einfluß nehmenden Faktoren zu berücksichtigen. Dies schließt also alle abiotischen und biotischen Aspekte sowie die Wechselbeziehungen zwischen ihnen ein . Sind sie erfaßt, ist die Charakterisierung des entsprechenden Raumes unter Verwendug von Bioindikatoren möglich. Ein Organismus kann nur dann als Bioindikator herangezogen werden, wenn er für das zu bewertende Gebiet repräsentativ ist. SPRAGUE 1971, PRICE 1979 und WOOD 1979, heben die Bedeutung biologischer Indikatoren hervor, indem sie an geben, daß sie für die Bewertung eines Raumes wertvoller

sind als chemische und physikalische Messungen allein .

Bei der biogeographischen Bewertung eines Raumes muß die rein biologische Analyse bestimmter Aspekte (im Gelände und/oder im Labor beobachtet) in einen Zusammenhang mit den abiotischen Faktoren gebracht werden . Ist dieser Zusammenhang hergestellt, so ist es notwendig, sich die für den Raum ausschlaggebenden Faktoren vor Augen zu halten. Erst danach kann die Frage beantwortet werden , welcher Organismus in dem entsprechenden räumlichen System als Bioindikator geeignet ist.

HUBENDICK 1958, untersuchte die Faktoren, welche das Habitat von Süßwassermollusken bedingen. Nach seiner Aussage, besteht der Hauptaspekt in der Beziehung zwischen den ökologischen und physiologischen Parametern , die einen Einfluß auf die Verbreitung der Mollusken haben . Bei verschiedenen Arten, sind meist sehr starke Unterschiede bezüglich der Empfindlichkeit gegenüber Umweltfaktoren festzustellen. Oft sind dabei die ökologischen Ansprüche qualitativ ähnlich, aber quantitativ sehr unterschiedlich. Die quantitativen ökologischen Unterschiede der Arten können von optimalen und/oder extremen Umweltbedingungen abhängig sein. Anwesenheit von Arten in einem bestimmten Habitat wird von mehreren Faktoren reguliert, die entweder allein oder zusammen einwirken . Welches die wirklich ausschlaggebenden Parameter für eine Art sind, ist recht schwer festzustellen. Einige wichtige können sein: Größe und Volumen des Gewässers , Morphologie, Substrat, Austauschvorgänge innerhalb des Wasserkörpers, Temperatur, Wasserspiegelschwankungen , Insolation, Sichttiefe, Schwebstoffgehalt , Vegetation , gelöste Mineralien, Gase, pH-Wert, Mikroklima sowie intra- und interspezifische Konkurrenz. Bei der Bewertung der Haupteinflußfaktoren für die Verbreitung von Organismen in Küstenregionen, konnte ein Dominieren der Salinität festegestellt werden. (PEARSE 1936; MILNE 1938, 1940; BASSINDALE 1940, 1943; PARKER 1959; HUNTER 1964 ; GREEN 1968; CHOMENKO 1981; CHOMENKO und SCHÄFER 1984 , 1984a).

In anthropogen stark beeinflußten Gebiete, sind toxische Substanzen von entscheidender Bedeutung , insbesondere Schwermetalle, und zwar sowohl deren alleinige Wirkung , als auch in Verbindung mit anderen Komponenten. All diese Schadstoffe wirken schädigend auf Pflanze , Tier und Mensch.

PHILLIPS 1980, definierte Verschmutzung als nachteilige, "man-induced" Veränderung der Ökosphäre. Es existieren verschiedene Verschmutzungstypen (industrielle , häus - liche, landwirtschaftliche, etc), wobei jede ihren eigenen Aktionsmechanismus besitzt. Diese Wirkungen können sowohl letal als auch subletal sein und zu Änderungen ver - schiedener Niveaus führen, wobei das Endniveau auf die Struktur der ganzen Gesellschaft oder des Ökosystems ver ändert (Artenzahl/Verbreitung). Jede Änderung auf Populationsebene kann zu Variationen in der Struktur und zu Sukzessionsabläufen führen.

Es kann vorkommen, daß toxische Stoffe durch natürliche Prozesse gebildet werden, die aber größtenteils für die anwesenden Organismen keine Gefahr darstellen. Jeder Organismus verändert seine eigene Umwelt und die anderer Organismen so, wie es für seine Existenz von Vorteil ist.

Bisher führten zahlreiche Autoren Untersuchungen mit aquatischen Organismen (größtenteils mit Fischen) durch. Im letzen Jahrzehnt traten jedoch auch andere Indikator - organismen (Algen, Crustaceen,Mollusken, u.a.) zu - nehmend in der Vordergrund. (BASSINDALE 1943; DOUDOROFF und KATZ. 1950, 1953; DOUDOROFF et al. 1951; FREEMAN 1953; DOUDOROFF 1957; CAIRNS u. SCHEIER 1958; DOWDEN u. BENETT 1965; HIDU 1965; SPRAGUE 1969, 1970, 1971, 1973; TABATA 1969, 1969a; CAIRNS u. DICKSON 1973; CAIRNS et al. 1975, 1975a, 1976; LOCKWOOD 1976; ANDERSON 1977; COUGHTREY u . MARTIN 1977; ENK u. MATHIS 1977; FAO 1977; GROSS 1977 ; IRELAND u. WOOTON 1977; MANLY u. GEORGE 1977; MAYES et al. 1977; PHILLIPS 1977; EIFAC 1978, 1983, 1983a; EYREST u. PUGH-THOMAS 1978; MÖLLER 1978; SPEHAR et al. 1978 ; WHO 1978; BROWN 1980; ZADORY 1980, 1984; AHSANULLAH et

al. 1981, 1981a; DAVIES et al. 1981; DENTON u. BURDON - JONES 1981; GUPTA et al. 1981; NEGILSKI et al. 1981; OKA SAKI u. PANIETZ 1981; RILEY et al.1981; KLUMPP u. BURDON -JONES 1982; NEWMAN u. MCINTOSH 1982; SCHULZ-BALDES 1982; WATLING 1982, SCHULZ-BALDES et al. 1983).

KINNE 1964, 1966, konnte beobachten, daß unter un - günstigen Bedingungen lebende Organismen Abwehrmechanismen entwickeln. Die Dauer solcher Abwehrmechanismen ist meist nur auf eine relativ kurze Zeitspanne begrenzt, und auch der Schutzgrad ist nur unter subletalen Bedingungen ausreichend.

Nach CASTAGNA u. CHANLEY 1973, kommen nicht alle Arten dort vor, wo ihnen potentielle Lebensbedingungen geboten werden; deshalb ist es nötig,verschiedene Untersuchungen im Labor und im Gelände über die vorhandene Dynamik des entsprechenden Gebietes durchzuführen.

Laboruntersuchungen können zwar nicht die im Gelände vorherrschenden realen Bedingungen wiederspiegeln , sie lassen jedoch durch die Standardisierung wichtiger Faktoren übertragbare Ergebnisse zur Interpretation der Verbreitung von Organismen im Gelände zu.

Die geschichtliche Entwicklung zeigt, daß die ersten "Biotests" schon im Altertum angewendet wurden , als die Herrscher ihre "offiziellen Prüfer" hatten, die die Anwesenheit möglicher giftiger Stoffe im Essen testeten . Ein Biotest ist die Verwendung lebendiger Systeme zur Bewertung der Einwirkung von Umwelteinflüssen. Sie können nach WARNER 1967, dienen zum:

- Bestimmen der Art der Beeinflussung (Qualität der Veränderung).
- Quantifizieren der aktiven Substanzen und der beobachteten Einflüsse.
- Bestimmen des Ausmaßes der Veränderungen im unter - suchten System.

Verwendet man den Tod als "end-point" bei der Bewertung der Toxizität von bestimmten Substanzen, so besteht ein

großes Risiko darin, diese Ergebnisse beim Schutz von Ökosystemen anzuwenden. Grundzätzlich sollten die unter natürlichen Bedingungen herrschenden Beziehungen zwischen Schadstoffen mit den Ergebnissen aus der Laboruntersuchungen korreliert werden. Es ist notwendig, ein Ökosystem im "natürlichen" Zustand, vor Beginn der anthropogenen Belastung, zu analysieren, um dann später das Niveau der erfolgten Veränderungen richtig bewerten zu können. Die negativen Wirkungen von Schadstoffen auf Organismen sind oft mit dem Tod verbunden, weil der Tod ein leicht identifizierbarer Endpunkt , sowohl im Labor als auch im Gelände, ist. Der diese Wirkung verursachende Wert (letale Konzentration) ist quantifizierbar. Wenn die Mortalität von Organismen mit der Einleitung von Schadstoffen in einem System korreliert ist, so ist das ein Zeichen, daß die Bedingungen in diesem System nicht ausreichend sind, um das Leben zu erhalten. Der Tod ist definiert als "das Aufhören der biologischen Aktivitäten". (SHEEHAN et al. 1984) . Deshalb ist man bei neueren Untersuchungen bestrebt, die Konzentrationen im subletalen Niveau zu bestimmen. Die Reaktionen auf toxische Substanzen können nach Stärke des Schadens folgendermaßen eingestuft werden:

- akute Toxizität, die den Tod verursacht.
- chronischer, kummulativer Schaden, der zum Tode führt.
- subletaler Schaden auf physiologischem und morphologischem Niveau.
- subletale Verhaltenänderungen.
- biochemische, meßbare Veränderungen

Da bisher noch keine standardisierten Tests mit Gastropoden vorliegen, wurde im Rahmen dieser Arbeit eine eigene Methode entwickelt. Hierbei wurden nicht nur extreme Reaktionen (Tod), sondern auch Verhaltensänderungen unter Streßsituationen durch die Ermittlung von NEC (No-Effect-Concentration) und EC (Effect- Concentration) bestimmt. Verhaltensänderungen stellen einen guten Parameter zur Kennzeichnung physiologischer Modifikationen an untersuchten Organismen dar, ohne daß

eine große Anzahl von Organismen getötet werden muß , um den LD (Lethal dosis) oder LC (Lethal concentration) zu bestimmen.

Ein wichtiger Aspekt der angewandten Methode stellt ihre relativ einfache Ausrüstung dar , die eine Anwendung auch in Ländern oder Gebieten ohne ausreichende Versorgung mit technologischen Mitteln ermöglicht.

Die Bewertung der Ergebnisse aus den Laboruntersuchungen ermöglicht die Festlegung einer potentiellen bio - geographischen Verbreitung , daneben lassen sich daraus neue Umweltstandards erarbeiten , die der Realität näher angepaßt sind. Die in Brasilien herrschenden Umweltqualitätskriterien sind generell aus anderen Ländern übernommen und betrachten daher nicht immer die regional verschiedenen Aspekte , die sehr oft eine wichtige Rolle spielen.

Nach dem UMWELTGUTACHTEN 1978, ist "die Gefährdung menschlichen Lebens und der menschlicher Gesundheit durch Umwelt - einflüsse eines der wichtigsten Probleme , mit denen sich der Umweltschutz zu befassen hat . Die Vermeidung solcher Schäden ist und wird auf lange Sicht eines der obersten Ziele der Gesellschaft sein und bleiben müssen."

DANKSAGUNG

An dieser Stelle möchte ich Herrn Prof. Paul Müller herzlich für das Interesse danken, das er meiner Arbeit -schon in Brasilien - entgegenbrachte , für die Möglichkeit , als Doktorandin nach Saarbrücken kommen zu durfen , seine ständige Bereitschaft zur Diskussion sowie für seine Geduld und Freundschaft bei der Lösung vieler Probleme.

Ich bedanke mich auch bei allen Mitarbeitern der Fachrichtung Biogeographie, die in mannigfacher Weise zu meiner Arbeit beigetragen haben , insbesondere bei Herrn Altmayer, M. und Dr. Dittmann, J., die mir in zahlreichen Diskussionen wertvolle Anregungen für die Erstellung und Übersetzung des Manuskripts gaben; außerdem bei Dr. Flacke, W. für das Zeichnen der Computerkarten, Priv. Doz. Dr. Nagel, P. für die Hilfe bei einige Diskussionen, Dr.Schäfer, A. für die Betreuung der Arbeit über Hydrobiiden in Rio Grande do Sul, sowie Frau Konzmann, A. für ihre permanente freundliche Hilfsbereitschaft.

Ohne die Hilfe von Altmeyer, M., Bone, H., Harbusch, C. , Klär, C., Sieber, G. und Zinke, A. wäre ich bei mehreren Schritten dieser Arbeit nicht vorangekommen . In selbstloser Weise haben sie daran mitgewirkt und den Text durch ständige Kritik wesentlich verbessert.

Allen Kollegen, die mir wochenlang geholfen haben , die Arbeit zu übersetzen , möchte ich danken.

Herrn Wald, T. und allen Freunden für ihre liebe Freundschaft und Kameradschaft, auch bei der Lösung von Problemen, die man als Ausländerin haben kann, ein herzlichen Dankeschön.

Ein weiteren und besonderen Dank sage ich auch dem Departamento do Meio Ambiente (DMA-SSMA) in Porto Alegre, R.G. do Sul, Brasilien, das mir die Durchführung der Promotionsarbeit hier in Saarbrücken ermöglichte.

Ohne die finanzielle Unterstützung in Form eines Stipendiums über die CAPES (Coord. Aperf. Pessoal de Ensino Superior , Brasilien) wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen.

Diese Arbeit widme ich meiner Familie für die großzügige Unterstützung sowie allen Freunden in Deutschland und Brasilien, die mir mit Humor und Geduld zur Seite standen.

2 - MATERIAL UND METHODEN

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Verbreitung von Molluskenfamilien Hydrobiidae und Ampullariidae festzustellen, ihre Eignung als Bioindikator sowie bestehende Umweltstandards zu diskutieren. Jeder dieser drei Aspekte wurde nach Material und Methoden getrennt bearbeitet (s. Abb. 2.a).

2.1 - Auswahl geeigneter Organismen

Um das Ausmaß der Umweltveränderungen in verschiedenen Gebieten zu bewerten, werden Untersuchungen im Gelände und Biotests im Labor verwendet. Die Ergebnisse zeigen dann die Auswirkungen auf die Umwelt und erlauben die Festlegung von Umweltstandards. Grundvoraussetzung zur Eignung und zum Einsatz eines Bioindikators ist, daß dieser ein Anzeiger des Bereiches ist, den er charakterisieren soll.

Im überwiegenden Teil der bisher vorliegenden Arbeiten zur Bewertung der Wasserqualität wurden als Bioindikatoren Fische verwendet. Dies erfolgte aufgrund des großen wirtschaftlichen Interesses, der Freizeitnutzung und der höheren Stellung in der Nahrungskette. (DOUDOROFF u. KATZ, 1950, 1953; DOUDOROFF et al. 1951; FREEMAN 1953; DOUDOROFF 1957; PICKERING u. HENDERSON 1966; BROWN et al. 1968; MITROVIC et al. 1968; TABATA 1969, 1969a; REHWOLDT et al. 1971; SPRAGUE 1973; CECPI 1977, 1981; FAO 1977; MERLINI u. POZZI 1977, 1977a; BLANCK et al. 1978; EIFAC 1978, 1983; FERREIRA et al.1979; SOLBE 1979; HAKANSON 1980; OECD 1981; THURSON et al. 1985; ZELL 1985).

Da bisher noch keine geeigneten standardisierte Tests zum Einsatz von Gastropoden als Bioindikatoren vorliegen, wurde im Rahmen dieser Arbeit eine eigene Methode zu dieser Fragestellung erarbeitet. (CAIRNS u. SCHEIER 1958; DOWDEN 1962; NEWELL 1964; DOWDEN u. BENETT 1965; HIDU 1965; AKERLUND 1969; SPRAGUE 1970; BURKY et al. 1972; SKOOG 1973;

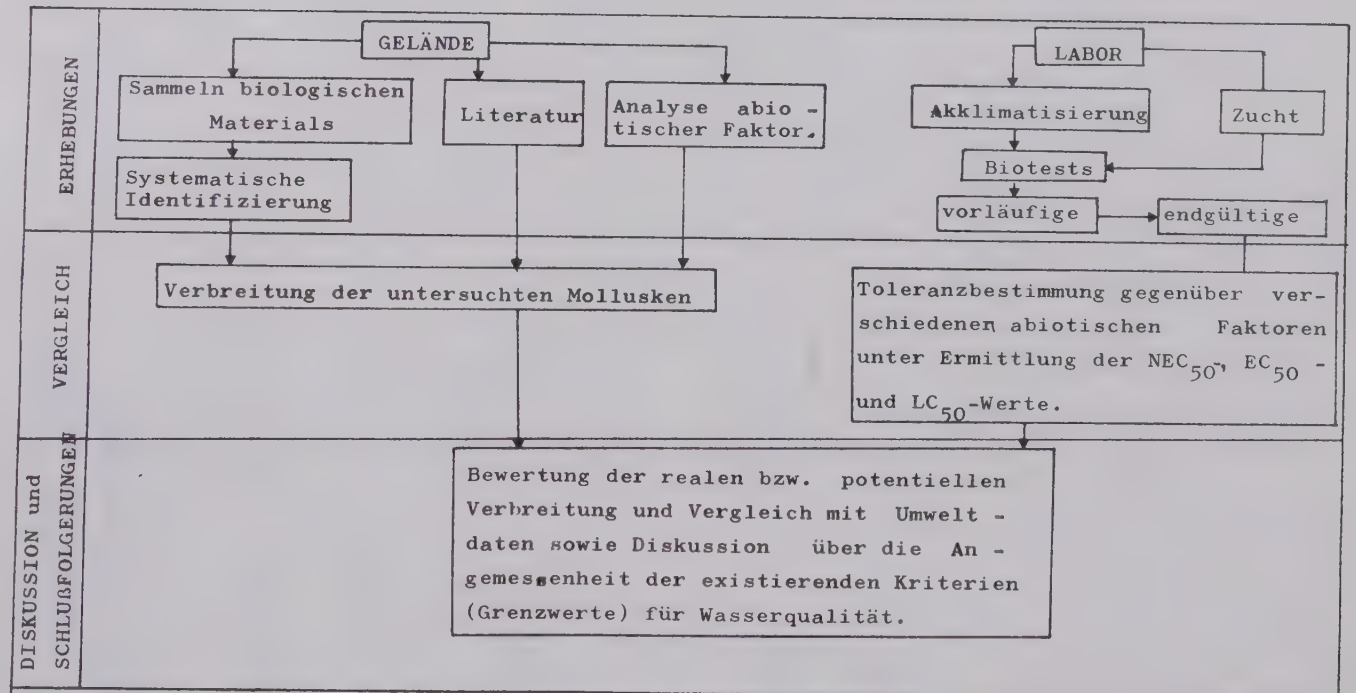


Abb. 2.a - Schema der durchgeführten Arbeitsschritte.

CAIRNS u. MESSEGER 1974; CAIRNS et al.1975; HASSELROTH 1975; APHA 1976; BAKER 1976; GELDER u. OTTWAY 1976; COUGHTREY u. MARTIN 1977; GUTH et al.1977; CAMERON u. CARTER 1979; WOOD 1979; COSSA u. BOURGET 1980; BELLAN 1981; CHOMENKO 1981; GUPTA et al. 1981; HEIT u. KLUSEK 1982; RAMAMURTHI et al. 1982; CHOMENKO u. SCHÄFER 1984, 1984a;)

Vor der Festlegung der geeigneten Testorganismen wurden Vorversuche mit allen in den Küstenseen gesammelten Molluskengruppen durchgeführt (Ancylidae, Planorbidae, Hydrobiidae und Ampullariidae). Danach zeigten die Hydrobiidae und Ampullariidae die beste Eignung zur Bioindikation.

2.2 - Erhebung im Gelände

Bei der Betrachtung der Verbreitung von aquatischen Gastropoden haben die folgenden Faktoren einen ganz entscheidender Einfluß: Salinität, pH, toxische Chemikalien, Licht, Art des Sedimentes, verfügbares Substrat sowie intra u. interspezifische Konkurrenz. Daneben muß auch die historische, geographische und ökologische Entwicklung berücksichtigt werden.

Die Geländearbeit läßt sich in verschiedene Teile gliedern: Sammeln von Wasserproben für physikalisch-chemische Untersuchungen; Absammeln von Mollusken und Festlegung ihrer Verbreitung in den untersuchten Gewässern.

Die Küstenregion in Rio Grande do Sul zeigt eine sehr starke Dynamik, da sie vielen verschiedenen Einflüssen aus der unmittelbaren Umgebung ausgesetzt ist (s. Kap. 3). KINNE 1964, nahm eine Klassifizierung von Gewässern basierend auf dem Salzgehalt vor. Um dies auf die untersuchten Küstenseen übertragen zu können, wurden die folgenden Untersuchungen durchgeführt:

- Tägliches 24-Studen Profil, sowie stündlich Messungen in 10-15 cm (Oberfläche) und 120 cm (Tiefe). Der Meßstandort befand sich in der Nähe einer Verbindungsbrücke zwischen Imbé und Tramandaí (Sto. 48. Abb. 3d). Der Standort wurde ausgewählt, da hier ein direkter Einfluß von Süß- und Salzwasser vorliegt. Die Ergebnisse dieser Unter

suchung erlauben Rückschlüsse über die Variationen der gemessenen abiotischen Faktoren in dieser Region.

- Längsprofile: (Zu selben Zeit wie die 24-Stunden Profile bzw. einen Tag später). Anhand dieser Profile ließ sich der Einfluß des Meerwassers auf diese Region feststellen. Sie wurden in Richtung Süden bis Manuel Nunes See und in Richtung Norden bis Malvas See durchgeführt.

- Zusätzlich zu den abiotischen Messungen wurde noch biologisches Material gesammelt, das zur Feststellung der Verbreitung der untersuchten Mollusken sowie zu Labor - tests diente. Die Besammlungen erfolgten - je nach Standort - mit verschiedenen Methoden (HOLME 1964; APHA 1976 ; BERNHARD 1976; PITONI et al. 1976; STIRN 1981): Sieb (Maschenweiten: 0,297mm und 0,48mm), "Kescher" , Boden - greifer (Petersen oder Eckmann), direktes Absammeln mit der Hand.

Das im Gelände gesammelte Material wurde im Labor durch - gesiebt (Maschenweite 0,297mm): die lebenden Mollusken wurden zum Akklimatisieren ins Aquarium gesetzt , die Eipakete zum Ausschlüpfen in eine feuchte Umgebung gebracht, die toten Schnecken in 70%igem Alkohol konserviert.

2.3 - Biotests

SKOOG 1973, folgerte aus seinen Versuchen drei Methoden, um die Resistenz von Organismen gegenüber Umweltfaktoren festzustellen:
- ökologisch: Untersuchung der Verbreitung im Gelände.
- physiologisch: Verwendung von Kurzzeitbiotests; hier - durch kann unter definierten Bedingungen die Resistenz gegenüber bestimmten Einflüssen beobachtet werden.
- Zucht: Untersuchung der Toleranz von Organismen während des gesammten Lebenszyklus.

Bei der Beobachtung der Toxizität einer Substanz in einem bestimmten Areal müssen zwei grundsätzliche Aspekte beachtet werden:
- Die Natur der toxischen Substanz.
- Die Art der Beeinflussung dieser toxischen Substanz auf

exponierte Organismen.

Bei toxikologischen Untersuchungen ist es grundsätzlich erforderlich , verwendete Fachbegriffe wegen der Vielzahl der Definitionen genau festzulegen. (s. Anhang 8.1). In der vorliegenden Arbeit wurden Definitionen von APHA 1976, FAO 1977, EIFAC 1978, 1983, PEREIRA et al. 1979, BELLAN 1981, OECD 1981, STIRN 1981, BREITIG u. TÜMPLING 1982 , BESCH et al. 1984, verwendet.

Nach FAO 1977:"Bioassay signifies a test in which a living tissue, organism or group of organisms is used as a reagent for the determination of the potency of any physiologically active substance of unknown activity."

PEREIRA et al. 1979, definieren Biotests als Labortest mit lebenden Organismen (Zellen, Individuen, Gruppen von Individuen, Populationen, Biozönosen oder Ökosystemen) unter bestimmten Bedingungen. Dabei beobachtet man Verhalten, Aktivität oder Reaktionen unter Einwirkung exogener Faktoren.

Obwohl der Labortest in seinem Informationsgehalt im Vergleich zum Freilandversuch beschränkt ist (Temperatur - schwankungen, Sauerstoffgehalt, Natur von im Wasser befindlichen Substanzen, Synergismus, Antagonismus, Empfindlichkeit von Organismen, etc), ist es möglich eine standar - disierte Methode zu verwenden,so daß Vergleiche von Resultaten verschiedener Tests möglich sind.

Bei Arbeiten mit aquatischen Organismen müssen folgende wichtige Aspekte beachtet werden, die Einfluß auf das Endergebnis nehmen können:

- Natur der im Wasser befindlichen Substanzen.
- Vitalität der untersuchten Organismen.
- Akklimatisierung.

Bezüglich der Akklimatisierung ist es nach CABRIDENC 1979, notwendig, Zuchtorganismen zu verwenden. Man erhält dadurch eine große Anzahl an Organismen mit gleichem Verhalten und gleicher Sensibilität. Für Organismen , die

nicht im Labor gezüchtet wurden , ist eine lange Akklimatisierungsphase notwendig. Verwendet werden sollen ausschließlich Organismen mit optimaler Vitalität.Deshalb wurde Littoridina spp über mehrere Monate im Labor akklimatisiert (CHOMENKO 1981; CHOMENKO u. SCHÄFER 1984 , 1984a), und Ampullaria canaliculata im Labor gezüchtet , wodurch das "natürliche" Verhalten genau festgestellt werden konnte.

2.3.1 - AMPULLARIIDAE

Die zu den Biotests herangezogenen Mollusken wurden von Dr. Tom Pain, als Pomacea canaliculata (Lamarck, 1801) , identifiziert. Er beschreibt sie folgendermaßen: "This is a highly polymorphic species and several forms of it have been described as species... come very close to that described by d'Orbigny, 1835 as australis...".

Mit dieser Art wurden folgende Untersuchungen durchgeführt: Resistenz gegenüber Schwermetallen ($CdCl_2$; $CuCl_2$; $HgNO_3$; $Pb(NO_3)_2$; $ZnCl_2$), Säure und Salinität.

2.3.1.1 - Schwermetalle

Die Eier von Ampullaria wurden verschiedenen Gewässern aus Rio Grande do Sul entnommen und schlüpften im Labor . Danach wurden sie im Labor gezüchtet.

Als Anhaltspunkt für die Durchführung der Tests mit bestimmten Arbeitsmethoden und Materialien dienten die Empfehlungen von: DOUDOROFF et al. 1951; DOUDOROFF u.KATZ 1953; CAIRNS u. SCHEIER 1958; AKERLUND 1969; SALT 1969 ; SPRAGUE 1969, 1970, 1971, 1973; TABATA 1969; CAIRNS et al. 1976; BAKER 1976; MAIENTHAL u. BECKER 1976; CAMERON u. CARTER 1979; AHSANULLAH et al. 1981; CHOMENKO 1981; DAVIES et al. 1981; OECD 1981; DYBERN 1983; EIFAC 1983.

In der vorliegenden Arbeit wurden die Individuen in Glasaquarien von 10-20l Volumen gezüchtet. Die Anzahl der Individuen war abhängig vom Volumen der Aquarien;bei einer zu großen Anzahl pro Aquarium kam es zu Streßsituationen (Krankheiten, Kanibalismus). Für die Ausstattung der Aquarien wurden verwendet: Sand mit organischem Anteil,

Kieselsteine, Wasserpflanzen (Elodea=Egeria canadensis) . Vor der Ausstattung wurde das verwendete Material mit verdünnter $KMnO_4$-Lösung desinfiziert und mehrmals mit destillierte m Wasser abgespült. Die Wasserzusammensetzung wurde nach mehreren Tests mit A. canaliculata wie folgt festgelegt: Destilliertes Wasser + Mineralienanteil (Ca , Mg, Na, Fe, SO_4^{2-}, Cl^-, CO_3^{2-}). Die Wassertemperatur (mit Thermostat reguliert) betrug nie weniger als 16°C , die Lufttemperatur nie weniger als 15°C; der pH wurde mit ca. 7,0 und die Leitfähigkeit mit < 600 µS/cm gemessen; die Wasserhärte mit < 8°dH als weich eingestuft. Die Aquarien wurden ständig belüftet, der Sauerstoff-Sättigungsgrad des Wassers betrug immer mehr als 80%. Das Futter für die Ampullarien bestand aus Makrophyten, Algen, Kopfsalat und Fischfutter (TetraMin). (DOUDOROFF et al. 1951; DOWDEN 1962; DOWDEN u. BENETT 1965; AKERLUND 1969; OECD 1981 ; WARD u. PARRISH 1982; EIFAC 1983).

Beim Auftreten von Infektionskrankheiten wurden die betroffenen Aquarien sofort isoliert und die darin befind - lichen Individuen für Biotests nicht mehr herangezogen.

Bei der Durchführung von Biotests mit Schwermetallen ist es wichtig, kontaminationsfreie chemisch neutrale Materia lien zu verwenden. In der vorliegenden Arbeit kamen Pinzetten aus Polyamid, Behälter für Biotests aus Poly - propylen und Vorratsgefäße für Testlösungen aus Poly - äthylen zum Einsatz. Die Gefäße wurden täglich mit verdünnter HNO_3 gespült und mit bidestilliertem Wasser nachgespült. Für jeden Versuch wurde dasselbe Set an Vorrats gefäßen, Pinzetten, etc. verwendet.

Die Lösungen für die Biotests wurden alle 24 Studen gewechselt (Semistatische Methode). Die Expositionsdauer betrug 96 Std. In einem 24 Std.-Vorversuch wurden die im Experiment verwendeten Konzentrationsbereiche (mindestens fünf verschiedene Konzentrationen) festegestellt . Die Versuche wurden im Duplikat durchgeführt und fünfmal wiederholt. Die Bedingungen wurden bei mehreren Wiederholungen so einheitlich wie möglich gehalten, um den Ein

fluß von eventuell "fremden Streßfaktoren" auszuschließen, wie z.B. Temperatur-, Sauerstoffgehalt- oder pH-Schwankungen.

In Vorversuchen zu den Biotests wurde das Verhalten der Ampullarien im Hungerzustand sowie gegenüber verschiedenen Wasserqualitäten (destilliertes Wasser, mineral Wasser , gemischtes Wasser) getestet.

Das verwendete Wasser wurde 24 Stunden lang vor dem Test belüftet, die Testlösungen 30 Minuten vor dem Versuch angesetzt. (BLANCK et al. 1978; BELLAVERE u. GORBI 1981 ; WARD u. PARRISH 1982).

Die Schnecken wurden gefüttert bis 24 Stunden vor Beginn des Tests, also nicht während des Tests. (LUCAS 1947; DOUDOROFF et al. 1951; LIANG 1972; SKOOG 1973; ISHAK u. MOHAMED 1975; CAIRNS et al. 1976; GUTH et al. 1977; VICENTE et al. 1978; CHOMENKO 1981; OECD 1981).

Die für Biotests verwendeten Individuen (einer Alters- und Größenklasse) wurden den Kulturaquarien immer in ausreichender Anzahl entnommen. Diese wurden zur Akklimatisierung für 24-48 Studen in ein frisches Aquarium umgesetzt. Individuen mit anormalem Verhalten wurden aussortiert. Je fünf Individuen wurden zufallsverteilt in die Test - aquarien gesetzt. In 1l Wasser sollten sich nicht mehr als 2g biologisches Material befinden, der Durchmesser der größten Individuen sollte nicht das 1,5fache des kleinsten überschreiten. (DOUDOROFF et al. 1951; FREEMAN 1953; KINNE 1964, 1966; HIDU 1965; SPRAGUE 1969, 1970, 1971, 1973; EL-HASSAN 1974, 1974a; WHO 1978; CABRIDENC 1979; BELLAN 1981; CHOMENKO 1981; CHOMENKO u. MOTTA 1981; GUPTA et al. 1981 ; OECD 1981; WARD u. PARRISH 1982).

Die Testaquarien wurden in der gleichen Weise thermostatisiert wie die Kulturaquarien ($T \geqslant 16^{\circ}C$). (CAIRNS u. SCHEIER 1953; CHOMENKO 1981; THURSTON et al. 1985). Bei allen Biotests wurden parallel Kontrollen durchgeführt. Kriterium für den Ausschluß von Tests von der Auswertung war die Abweichung der Tiere der Kontrollgruppe vom Normalzustand ,

also Tiere, die über die Stufe 3 der Reaktionsskala (Tab. 2.3.1.1.a) lagen. Dieser Fall trat in der vorliegenden Arbeit nicht ein. Das bei Fischtests gültige Ausschluß - kriterium (10% Mortalität der Kontrollgruppe) wurde in dieser Untersuchung als zu unsensibel erachtet.

Das Reaktionsverhalten der Schnecken wurde durch einen Stich in den Fußmuskel getestet und die Reaktionen (zurück ziehen in die Schale) unter dem Binokular beobachtet. Tote Organismen wurden aus dem Aquarium entfernt.

Die üblicherweise angewandte Quantal-Methode ("all-or - none"), bei der die Mortalität der Individuen innerhalb einer bestimmten Zeit gemessen wird, ist auf Mollusken nur bedingt anwendbar, da sie verschiedene Schutzmechanismen besitzen (Schleimproduktion, Schließen des Operkulum, etc). Entsprechende Schutzmechanismen lassen sich auch bei anderen aquatischen Organismen feststellen; hinzu kommen noch biochemische und/oder physiologische Ver - änderungen. (PEARSE 1936; DOUDOROFF u. KATZ 1950; FREEMAN 1953; HUBENDICK 1958; NEWELL 1964; KINNE 1964, 1966; SPRAGUE 1969, 1971; BROWN 1973; SKOOG 1973; BAKER 1976; WHO 1978; CHOMENKO 1981; WARD u. PARRISH 1982).

Die Verhaltensänderungen wurden gemäß folgender Tabelle quantifiziert:

Stufe n.	Aktivität	Reaktionen im Vergleich mit dem normalen Zustand
1	Normal	> 95% der normalen Reaktionen.
2	Langsam	70-95% der normalen Reaktionen.
3	Mäßig	45-70% der normalen Reaktionen.
4	Schwach	20-45% der normalen Reaktionen.
5	Sehr schwach	10-20% der normalen Reaktionen.
6	Nur nach starker Stimulation	< 10% der normalen Reaktionen.
7	Keine Reaktion (tot)	0% der normalen Reaktionen.

Tab. 2.3.1.1.a - Verhaltensänderungen - A. canaliculata - REAKTIONSSKALA

Nach dem Test wurden die überlebenden Organismen zur Erholung in reines Wasser gesetzt, um eine endgültige Einstufung des Verhaltens (insbesondere bei Stufe 6 und 7) vornehmen zu können.

Die Beobachtungen der Reaktionen der Organismen wurden in bestimmten Zeitabstände durchgeführt:
1. Tag: Nach 1, 2, 4, 8, 12, 24 Stunden Exposition.
2. bis 4 Tag: in regelmäßigen Intervallen von 12 Stunden (also zwei Beobachtungen täglich).

Jede der beobachteten Reaktionen wurde auf eigene Kartei-Karten notiert und diente nicht nur dazu, den LC_{50}-Wert der getesteten Substanzen zu ermitteln, sondern auch zur Festlegung der kritischen Überlebenswerte bei einer bestimmten Konzentration.

MEDIAN LETHAL CONCENTRATION, LC_{50}: (Median Tolerance Limit-TLm; Lethal Threshold Concentration; Mittlere letale Konzentration; Letale Schwellenkonzentration) - Konzentration eines Giftes, die innerhalb einer bestimmten Zeit (24, 48, 96 Std.) zum Tode von 50 % der exponierten Organismen führt.
NO-EFFECT-CONCENTRATION, NEC_{50}: (=Grenzkonzentration) Ist die höchste Konzentration bei der 50% der Testsorganismen unter den gewählten Versuchsbedingungen noch keine signifikante Schädigungen erkennen lassen. (REAKTIONEN 1 + 2 + 3).
MEDIAN EFFECTIVE CONCENTRATION, EC_{50}: (Threshold concentration; Schwellenkonzentration) - Konzentration die in einer bestimmten Zeit zu einer Reaktion von 50% der Testorganismen führt. Sie ist die niedrigste Konzentration, bei der die Versuchsorganismen unter den gewählten Versuchsbedingungen die erste signifikante Abweichung von der Kontrolle zeigen. (REAKTIONEN 5 + 6 + 7).

Tab. 2.3.1.1.b — Angewandte Definitionen in diese Arbeit.

Die Tabelle 2.3.1.1.b zeigt die für diese Arbeit angewandten Definitionen.

In der vorliegenden Arbeit wurden den Kurven entsprechend die Werte für LC_{50}, NEC_{50} und EC_{50} nach 96 Stunden Exposition ermittelt, wobei die Reaktionen 1 + 2 + 3 der NEC und die Reaktionen 5 + 6 + 7 der EC entsprechen. Die Reaktion 4 (schwache Individuen) entspricht einer Zwischenstufe, da die Organismen unter günstigen Bedingungen wieder normale Reaktionen zeigen.

Bei der Statistischen Absicherung der Ergebnisse ist die Wahl des richtigen Tests sehr wichtig, da sonst die Gefahr besteht, falsche Resultate zu erhalten (GREEN 1979) . Große Schwierigkeiten treten bei der Ermittlung der statistischen Ergebnisse auf, da viele Autoren zwar ihre Untersuchungsergebnisse diskutieren, aber nicht die angewandten statistischen Methoden näher erläutern. Hier wurde der statistische geometrische Mittelwert für LC_{50}, NEC_{50} und EC_{50} aus den Ergebnissen von jeweils fünf Versuchen errechnet, denn dies vermindert, nach WEBER 1972 und CAVALLI-SFORZA 1974, die Überschätzung eines "anormalen" Wertes. Die statistische Signifikanz wurde nach der Methode von KOLMOGOROFF-SMIRNOF überprüft . (α 95%). (CAVALLI-SFORZA 1974; SACHS 1978; BELLAN 1981) (siehe Anhang 8.2).

Mit der Verwendung von Schwellenkonzentrationen wird die Toxizität von Substanzen eingeschätzt. (Nach BREITIG u. TÜMPLING 1982) (s. Tab. 2.3.1.1.c).

GRUPPE	SCHWELLENKONZENTRATION (mg/l)	GRAD DER TOXIZITÄT
A	> 500	Kaum giftig
B	100 - 500	schwach giftig
C	10 - 99	mäßig giftig
D	1 - 9	stark giftig
E	< 1	hoch giftig

Tab. 2.3.1.1.c - Einschätzung der Toxizität eines Wasserinhaltsstoffes gegenüber Wasserorganismen nach der höhe der Schwellenkonzentration (Nach Breitig und Tümpling 1982).

Eine Einordnung der erhaltenen Meßwerte in diese Toxizitätsgruppen kann zu einer Neubearbeitung der Grenzwerte für die Gewässerqualität herangezogen werden (EIFAC 1978).

2.3.1.2 - Salinität

Die Methode für Kultur und Akklimatisierung von Mollusken entspricht derjenigen für Schwermetalle (s. 2.3.1.1). Die Lösungen wurden durch schrittweise Zugabe von NaCl auf die gewünschte Salinität (als Leitfähigkeit gemessen) eingestellt. (Von 150 bis > 15000 µS/cm).

Diese Methode, die auch für die Hydrobiiden Anwendung fand (s. 2.3.2), ist bei CHOMENKO 1981; CHOMENKO u. SCHÄFER 1984, 1984a, beschrieben.

2.3.1.3 - pH

Das Verfahren ist bereits unter 2.3.1.1 beschrieben. Die Tests wurden bei verschiedenen pH-Werten von 3,0 bis 7,0 mit 3 Wiederholungen durchgeführt. Zur Einstellung des pH wurden, soweit erforderlich, HCl bzw. NaOH zugesetzt.

2.3.2 - HYDROBIIDAE

Diese Biotests wurden durchgeführt, um die Resistenz dieser Gruppe von Mollusken gegenüber der Salinität zu überprüfen. Die Untersuchungen erfolgten im Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Bundes Universität des Rio Grande do Sul, Brasilien. Die verwendete Methode ist bei CHOMENKO 1981, CHOMENKO u. SCHÄFER 1984, 1984a, beschrieben.

3 - BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES

Als Basis der Untersuchung zur Verbreitung von Mollusken wurde in dieser Arbeit die Küstenebene von Rio Grande do Sul gewählt.

Der Name der Küstenebene ("Planície Costeira") geht auf DELANEY 1962, zurück der die tiefliegenden Sediment - terrassen aus dem Pleistozän und Holozän beschrieb. Die Küstenebene erstreckt sich über 640 km und liegt zwischen den Koordinaten 29°20'34" und 33°45'09"S und 49°42'41" und 53°23'22"W. Sie hat eine Fläche von 37000 km^2, wovon 22740 km^2 Land und 14260 km^2 Lagunen und Seen sind (s. Abb. 3a und 3b).

Nach KÖPPEN 1948, gehört das Gebiet - abhängig von geographischen Faktoren - dem Cfa oder Cfa_1 Klimatyp an. Die Lufttemperatur ist an der ganzen Küste relativ einheitlich mit Minimalwerten im Süden, wo auch die größten Schwankungen auftreten Verdunstung und relative Luftfeuchtigkeit sind in der Nähe von Santa Vitoria do Palmar geringer als in Maquiné (Torres), was auf den Einfluß der Serra do Nordeste (Nordregion der Küstenebene) zurückzuführen ist . Als Einheit betrachtet, hat das Gebiet eine Niederschlagsmenge von 1100-1200 mm jährlich.

Nach DELANEY 1960, 1965, ist der Wind einer der wichtigsten Faktoren für die geomorphologische Landschaftsbildung. Die vorherrschende Windrichtung ist NO, die Windgeschwindigkeit liegt meistens zwischen 20-38 km/h.

Viele verschiedene Faktoren beeinflussen die Dynamik des Küstengebietes: Erosion, Transport von Material in tiefer gelegene Gebiete sowie anthropogene Einflüsse.

Nach GODOLPHIM 1976, ist die Küstenebene lithologisch sehr homogen, während sie geomorphologisch große Unterschiede aufweist. In der gesamten Region wurden rezent Sedimente abgelagert. Die Höhenlage beträgt konstant 2 bis 40 m , größere Erhebungen ("Coxilhas") fehlen. Typisch für das Gebiet sind die Dünen mit einer maximalen Höhe von 20 m.

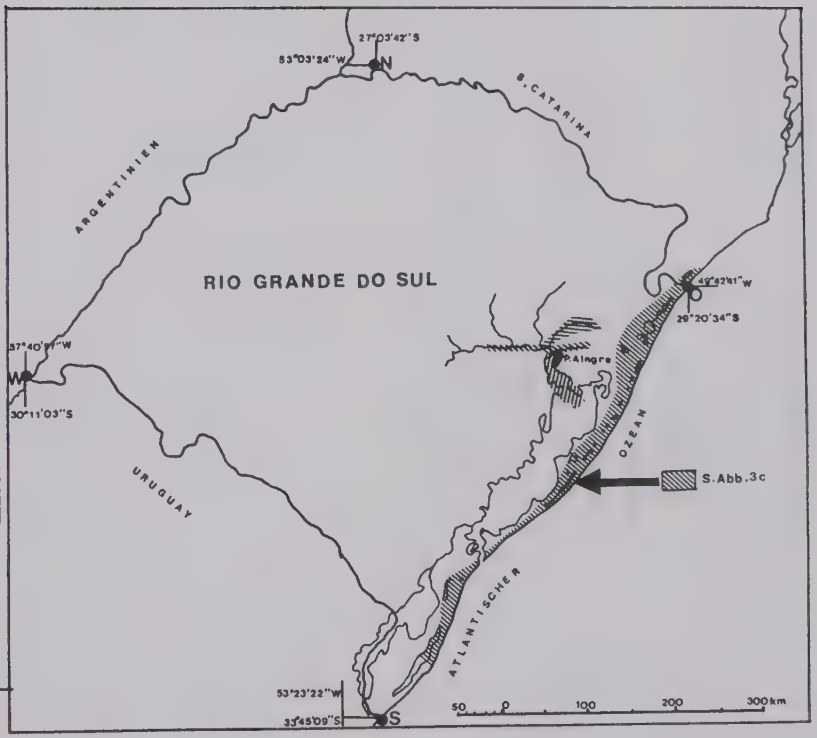


ABB. 3.a - (Oben): Geographische Lage von Rio Grande do Sul, Brasilien.

ABB. 3.b - (Rechts): Untersuchungsgebiet, in Rio Grande do Sul.

HERZ charakterisierte 1977, die brasilianische Hydrographie auf der Grundlage der klimatischen Bedingungen und schloß dabei die Becken des Südostens in der gemäßigten Klimazone ein.

Das dynamische Gleichgewicht der Wasserzirkulation auf der kontinentalen Plattform an der Südostküste Südamerikas wird hauptsächlich von zwei Meeresströmungen beeinflußt: Die Falkland-Strömung mit kaltem Wasser (Temperaturen unter 16°C, gemessen von Juni bis August) und die Brasil-Strömung (Temperatur über 20°C , gemessen von Dezember bis Februar). Nach HERZ sind diese beiden Strömungen sehr unterschiedlicher Herkunft (nämlich polaren und tropischen Ursprungs) und treffen in der subtropischen Konvergenzzone aufeinander, die südlich von 29°S gelegen ist.

Es ist auch ein Einfluß vom Ästuar des Rio da Prata und vom Canal de Rio Grande (Laguna dos Patos) bemerkbar, so wie in geringerem Maße von Barra do Rio Tramandaí (Tramandaí) und von Rio Mampituba (Torres). (BRASIL 1972 ; FEE 1976).

Ohne Zweifel bestehen Beziehungen zwischen dem System der Küstenseen und dem Atlantischen Ozean , wobei der hydrodynamisch Einfluß oft unabhängig von der Größe des Gewässers ist.

Außerdem spielen Faktoren wie Wind, Wellen, Strömungen , Gezeiten, Corioliskraft sowie die obengenannten Mündungsbereiche eine Rolle. Die Corioliskraft kann sich, obwohl sie nur sehr schwach ist, auf die physiographische Bildung der Region auswirken.

Die Gezeitenschwankungen im Bereich von Rio Grande do Sul sind nicht sehr groß, sie betragen z.B. in der Gegend von Tramandaí 0,3 bis 1,0m. (BRASIL 1972). Hauptursache für die relativ geringen Gezeitenschwankungen ist nach HERZ 1977, der Wind, der eine Strömung in Richtung Meer erzeugt, die genau der durch die Flut landeinwärts hervorgerufenen Strömung entgegengerichtet ist. Davon abhängig kann man

in der Küstenebene von Rio Grande do Sul - entsprechend ihrem Salzgehalt -die unterschiedlichsten Seentypen herausklassifizieren (von Süßwasserseen bis hyperhaline Ästuare). (PRITCHARD 1952, 1955; KINNE 1964; CHOMENKO 1981; CHOMENKO u. SCHÄFER 1984, 1984a).

Nach ODUM 1972, ist ein Ästuar ein " eingeschlossener Wasserkörper der Küste mit freier Verbindung zum offenen Meer; er wird daher durch die Gezeiten stark beeinflußt und das Meerwasser in ihm mit Süßwasser vom Festland vermischt." Man kann daher die Ästuare als "Ökotone" betrachten, die allerdings auch eigene charakteristische Züge aufweisen.

Im Vergleich zur Umgebung variiert die Morphologie der Ästuare sehr stark. Die Ursache liegt in den unterschiedlichen abiotischen Faktoren . Bei der Charakterisierung von Ästuaren eines bestimmten geographischen Gebietes stellt man fest , daß die Salinität den größten ökologischen Einfluß ausübt. Der unterschiedlich ausgeprägte Salzgehalt (je nach Mischungsverhältnis von Süß- und Salzwasser), hat Änderungen der physischen und chemischen Bedingungen zur Folge, was sich wiederum auf die Verbreitung und Anzahl von Organismen auswirkt. (LIRA et al. 1978)

Entlang der gesamten Küste ist ein komplexes System von Lagunen und Küstenseen vorhanden, deren Entstehung eng mit der geologischen und geomorphologischen Entwicklung der ganzen Region zusammenhängt. Eine Charakterisierung der Küstenseen ist schwer, da viele Untersuchungen mit unterschiedlichen Zielen, Methoden und Ergebnissen durchgeführt wurden.(DELANEY 1960, 1962, 1965; VOGT et al.1960; FEE 1976; GODOLPHIM 1976; HERZ 1977; CHOMENKO 1981; SCHWARZBOLD 1982; LANZER 1983; OLIVEIRA 1983; CHOMENKO u. SCHÄFER 1984, 1984a; LANZER u. SCHÄFER 1984).

1981 untersuchte CHOMENKO die Küstenseen von Rio Grande do Sul und teilte sie ein nach ihrer unterschiedlichen Salinität und dem davon abhängigen Auftreten von Littoridina spp (Mollusca:Hydrobiidae). Dabei wurden Leitfähigkeitswerte zwischen 60 µS/cm und > 72000 µS/cm gemessen.

SCHWARZBOLD 1982, beschäftigte sich mit verschiedenen Aspekten der Küstenseen.Er konnte beobachten, daß die Morphologie der Seen von ihrer Genese und dem aktuellen Einfluß von Erosion und Ablagerungsprozessen bestimmt wird, und somit extreme Bedingungen in den verschiedenen Gebieten vorherrschen können. Er erkannte, daß die Beschaffenheit des Ufers, die Lage und Exposition gegenüber den "fetch" einen entscheidenden Einfluß auf das Gleichgewicht von einigen abiotischen Faktoren haben, und damit auch auf die Verbreitung von Makrophyten.

LANZER 1983, beobachtete daß die Litoralzone der Küstenseen von ihrer Morphologie und vom Wind beeinflußt wird. Daher findet man windgeschützte Gebiete mit viel Vegetation, windexponierte Regionen mit einer Pflanzenwelt, die an diese Bedingungen angepaßt ist, sowie Zonen ohne Vegetation. Daneben treten Gebiete auf, in denen eine Litoralzone fehlt, da die Dünen unmittelbar ans Wasser grenzen, so daß das Ufer steil abfällt. Was die Verbreitung von Mollusken in diesem Gebiet betrifft, wurde festgestellt, daß die unterschiedliche Morphologie der Küstenseen indirekt auf die Verteilung einwirkt. LANZER 1983, kam zu dem Schluß, daß eine biogeographische Bewertung des Vorkommens von Mollusken und Makrophyten möglich ist.

Will man alle oben genannten Faktoren berücksichtigen, ist es sehr schwierig, eine endgültige Charakterisierung der in diesem Gebiet existierenden Gesellschaften vorzunehmen. Eine Bewertung wird zusätzlich erschwert durch die große Ausdehnung des Untersuchungsgebietes. Deshalb ist es notwendig verschiedenen Regionen voneinander getrennt zu bearbeiten. So lassen sich, ausgehend vom extremen Süden, bestimmte hydrologische Systeme mit je nach Lage und Jahreszeit besonderen Eingeschaften unterscheiden.

Analysiert man die Ergebnisse der 24 Stunden- und Längsprofile hinsichtlich der Leitfähigkeit, kann man - abhängig von den verschiedenen Aspekten - den Ästuar von

Barra do Rio Tramandaí als teilweise gemischt (ODUM 1972) bezeichnen (wobei auch ein anderer Typ nach der Klassifizierung von PRITCHARD 1952, 1955, auftreten kann). Der Lagoa do Peixe stellt einen anderen speziellen Typ dar: den hyperhalinen. Dieser ist gekennzeichnet durch einen geringen Süßwasser-Zufluß, niedrige Gezeiten - schwankungen und hohe Verdunstungsrate. Im Sommer , wenn die Niederschlagsmenge sehr gering ist, entstehen isolierte "Buchten" mit einer höheren Salzkonzentration als im Meer. Darüber hinaus bilden sich entlang der Küste von Rio Grande do Sul verschiedene Seensysteme aus (isoliert oder miteinander in Verbindung stehend, permanent oder nur zeitweise), die zwar sehr unterschiedliche Leitfähigkeitswerte aufweisen, jedoch immer Süßwasser enthalten (s. Tab. 4a).

Aus dem oben Genannten wird eine starke Variation der abiotischen Faktoren sichtbar, aus der sich eine entsprechend verschiedenartige faunistische und floristische Zusammensetzung ergibt.

Die Untersuchungen beziehen sich auf die folgenden Standorte : (s. Tab. 3a, und Abb. 3c und 3d).

Wegen ihrer ökonomischen und ökologischen Bedeutung für Rio Grande do Sul, wurden Standorte aus dem Bereich der Küstenseen und der Gegend von Porto Alegre (Região Metropolitana de Porto Alegre) ausgewählt.

Das hydrographische System von Guaiba setzt sich aus den Flüßen Taquari, Jacuí, Caí, Sinos, Gravataí und Guaiba zusammen und umfaßt 33% des gesamten Staatsgebietes von Rio Grande do Sul. Es folgt eine knappe Beschreibung der obengenannten Flüsse :

Rio Gravataí: Mitsamt seinen Zuflüssen bedeckt er eine Fläche von 2200 km^2. Seine Quelle liegt bei Santo Antonio und die Mündung im Delta von Jacuí. Seine Länge beträgt 40 km. Die Quelle entspringt in einen Sumpfgebiet. Entlang des unteren Flußabschnittes gibt es viele größere Städte (Gravataí, Cachoeirinha, Canoas u.a.). Die Ver -

schmutzung des Flusses wird hier überwiegend durch Hausabwässer verursacht.

Rio dos Sinos: Samt seinen Zuflüssen bedeckt er eine Fläche von 3820 km^2. Seine Quelle liegt in der Region von "Depressão Central" (in Rolantes und Santo Antonio) , die Mündung im Delta von Jacuí. Die Länge des Flusses beträgt 150 km. Entlang des Flusses liegen wiederum zahlreiche größere Städte, davon vier im unteren Abschnitt mit mehr als 100.000 Einwohnern (Novo Hamburgo, São Leopoldo, Sapucaia do Sul und Esteio). Nach Erhebungen von DMA 1982, überwiegen die industriellen gegenüber den häuslichen Abwässern, hauptsächlich verursacht durch der Leder-, Metall-, Textil- und Nahrungsmittelindustrie, die für mehr als 80% der Gesamtbelastung im Gebiet von Sinos verantwortlich sind.

Rio Jacuí: Er bedeckt eine Fläche von 71600 km^2 , das entspricht 83,50% des gesamten hydrographischen Systems von Guaiba. Seine Quellen entspringen in der Nähe von Passo Fundo , und er hat eine Länge von ca. 750 km bis zur Mündung, welche das Delta von Jacuí zusammen mit den Flüssen Gravataí, Sinos und Caí bildet. In seinem Einzugsgebiet gibt es viele größere Städte, wie z.B.Santa Maria, Cachoeira do Sul und Rio Pardo, und (einschließlich dem Einzugsgebiet des Rio Taquari) 847 Industriebetriebe, so daß die Hauptverschmutzung auf industrielle Abwässer zurückzuführen ist.

"Rio" ("Estuario") Guaiba : er ensteht durch den Zusammenfluß von Jacuí, Caí, Sinos und Gravataí zu folgenden Anteilen: Jacuí, 84,6%; Sinos, 7,5%; Caí, 5,2%; Gravataí , 2,7%; die Länge des "Ästuars" beträgt ca. 50 km auf einer Fläche von 496 km^2. An dem Guaiba, lieget unter anderem das Ballungsgebiet von Porto Alegre , Guaiba und Barra do Ribeiro, mit ca. 1,2 Mio. Stadtbewohner (1980) . 871 Industriebetriebe in diesem Gebiet verursachen die Hauptverschmutzung, wobei 80% der gesamten industriellen Belastung auf 43 Industriebetriebe zurückzuführen ist.

U.S. n.	See/Fluß/Kanal
1	Jacaré (*)
2	Nicola (*)
3	Flores (*)
4	Caiubá
5	Bojurú Velho (*)
6	Peixe
7	Veiana (*)
8	Pai João
9	Fundo
10	São Simão
11	Ponche (*)
12	Papagaio (*)
13	Figueira
14	Tarumã
15	Moleques (*)
16	Barro Velho
17	Barros (in Mostardas) (*)
18	Charqueadas (*)
19	Quintão
20	Capão Alto (*)
21	Porteirinho (*)
22	Porteira
23	Cipó
24	Rincão das Éguas
25, 26	Cerquinha
27	Rondinha
28	Suzana
29	Lessa (in Cidreira)
30, 31, 32, 33	Fortaleza
34, 35	Manuel Nunes
36, 37	Gentil
38	Canal do Relógio
39, 40, 41	Custódia
42	Camarão
43, 44, 45, 46	Armazém
47, 48, 49, 50, 51	Tramandaí See
52, 53, 54	Barra Tramandaí
55, 56, 57, 60	Tramandaí Fluß
58, 59	Pombas
61, 62, 63	Passo
64, 65	Jerivá
66, 67	Malvas
68, 69, 70	Pinguela
71, 72	Peixoto
73	Marcelino Ramos
74	Caconde
75	Lessa (in Osório)
76	Caieira
77	Horácio
78	Inácio
79	Rincão
80	Veados
81	Barra do João Pedro
82, 83	Quadros
84	Barra do Cornélio
85	Itapeva
86	Sombrio (*)
87	Emboaba
88	Barros (in Osório)
89	Guaiba
90	Gravataí
91	Sinos
92	Jacuí
93	Kanal - Taim (BR-471)
94	Kanal - Tramandaí (RS-17)

Tab. 3.a - Untersuchungsstandorte und Gewässer.

(*) - Literatur Zitate.

Abb. 3.c - Standorte n. 1 bis 94.

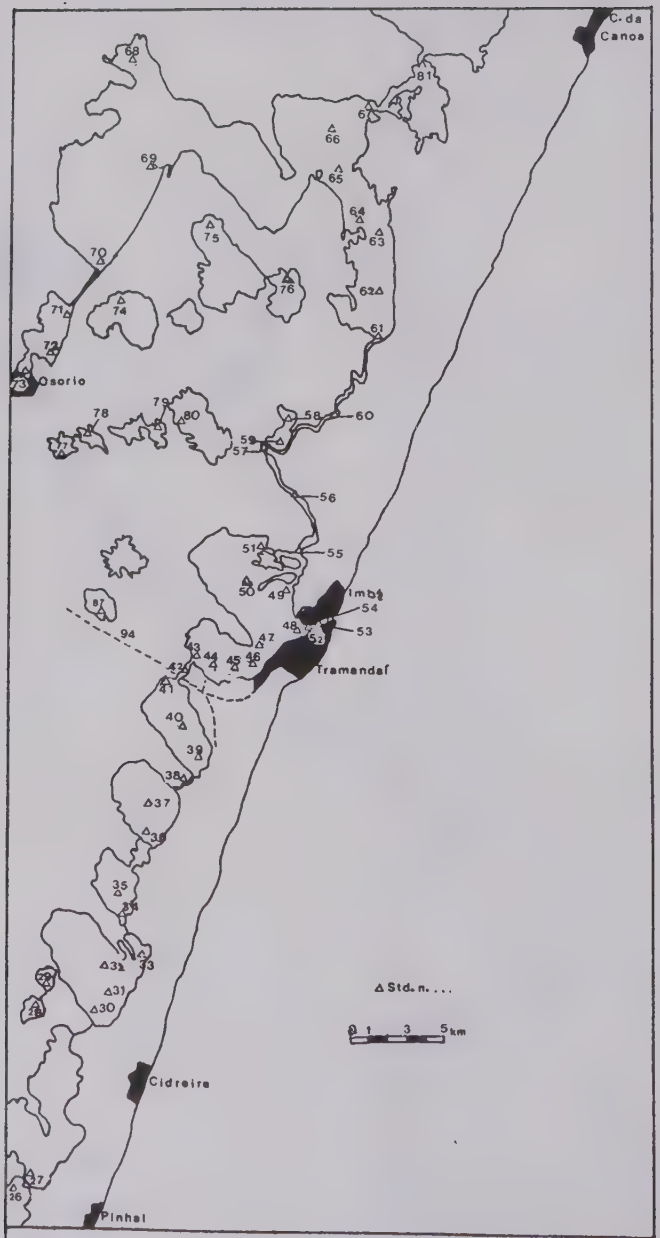


Abb. 3.d - Standorte 26 bis 81 (+ 87 u. 94)

4 - RESULTATE UND DISKUSSION

4.1 - Verbreitung der untersuchten Taxa

Die Zoogeographie ist der Teil der Biogeographie, der sich mit der Verbreitung der Tiere in der ganzen Welt beschäftigt. DARLINGTON 1980, diskutiert die verschiedenen Aspekte der Beziehungen, die auf die Bildung der unterschiedlichen zoogeographischen Regionen Einfluß haben.

Das Vorkommen von bestimmten Gruppen in einem Gebiet ist grundlegend von den biotischen und abiotischen Faktoren abhängig, die in dieser Region wirken.

Die Arten reagieren sehr unterschiedlich auf verschiedene Umweltfaktoren. Ihre ökologischen Ansprüche können qualitativ ähnlich, aber quantitativ sehr unterschiedlich sein. Die verschiedenen quantitativen Ansprüche der Arten sind abhängig vom Optimum und/oder extremen Bedingungen, die auf eine Region einwirken.

Bei MÜLLER 1980, heißt es: "Die großräumige (meist kontinentale) Anordnung der Verbreitungsgebiete supraspezifischer taxonomischer Einheiten (Ordnungen ,Familien, Gattungen) führte seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts zur Definition von Pflanzen- und Tierreichen ... Völlig unabhängig, ob diese Ordnung stärker entwicklungsgeschichtliche oder rezent ökologische Ursachen besitzt , läßt sie sich für jede Pflanzen- oder Tiergruppe als reale Einheit erfassen... Obwohl Austausch-, Durchmischungs- und Zerstörungsvorgänge, bedingt und beschleunigt durch wachsenden anthropogenen Einfluß, die Grenzen der tier- und pflanzengeographischen Regionen verändern , trotz einer damit verbundenen fatalen Nivellierung der biotischen Differenzierung unseres Planeten , sind noch immer die Grundzüge der Bioreiche zu erkennen." (s. Abb. 4.1.a).

DARLINGTON 1965, der die Bedeutung von Barrieren zwischen verschiedenen Regionen diskutierte , kommt zu dem Ergebnis, daß klimatische Faktoren einen sehr großen Einfluß auf die Verbreitung von Organismen in Südamerika haben. Mit dem

Abb. 4.1.a = Die Ausbreitungszentren der neotropischen Landtierwelt (nach MÜLLER 1972, 1973). Schwarz = Motanwald-Zentren, schraffiert = Regenwald-Zentren des Oreals, punktiert = Nonforest-Zentren. Die Zahlen in den Zentren bedeuten:
1 = Zentralamerikanisches Regenwald-Zentrum, 2 = Zentralamerikanisches Montanwald-Zentrum, 3 = Yucatan-Zentrum, 4 = Zentralamerikanisches Pazifik-Zentrum, 5 = Coco-Zentrum, 6 = Costa-Rica-Zentrum, 7 = Talamanca-Paramo-Zentrum, 8 = Barranquilla-Zentrum, 9 = Santa-Marta-Zentrum, 10 = Sierra-Navada-Zentrum, 11 = Magdalena-Zentrum, 12 = Cauca-Zentrum, 13 = Kolumbisches Montanwald-Zentrum, 14 = Kolumbisches Pazifik-Zentrum, 15 = Nordandines Zentrum, 16 = Catatumbo-Zentrum, 17 = Venezuelanisches Küstenwald-Zentrum, 18 = Venezuelanisches Montanwald-Zentrum, 19 = Karibisches Zentrum, 20 = Roraima-Zentrum, 21 = Pantepui-Zentrum, 22 = Guayana-Zentrum, 23 = Para-Zentrum, 24 = Madeira-Zentrum, 25 = Amazonas-Zentrum, 26 = Yungas-Zentrum, 27 = Puna-Zentrum, 28 = Maranon-Zentrum, 29 = Andinpazifisches Zentrum, 30 = Galapagos-Zentrum, 31 = Caatinga-Zentrum, 32 = Campo-Cerrado-Zentrum, 33 = Serra-do-Mar-Zentrum, 34 = Parana-Zentrum, 35 = Uruguay-Zentrum, 36 = Chaco-Zentrum, 37 = Monte-Zentrum, 38 = Pampa-Zentrum, 39 = Patagonisches Zentrum, 40 = Nothofagus-Zentrum.
(In Müller, 1980)

Rückgang der Temperatur zeigt sich eine deutliche Verringerung der Artenzahl. Die Ursache der Artenreduktion liegt nicht in der exzessiven Kälte, sondern im Fehlen ausreichender Wärme, um die normalen physiologischen Reaktionen zu ermöglichen. Ähnliche Effekte wurden auch bei anderen Kontinenten beobachtet.

DARLINGTON 1980, untersuchte verschiedene faunistische Regionen. (s. Abb. 4.1.b). Nach seinen Untersuchungen weist die Neotropis größtenteils tropischen Charakter auf im Süden herrscht jedoch gemäßigtes Klima vor. Außerdem

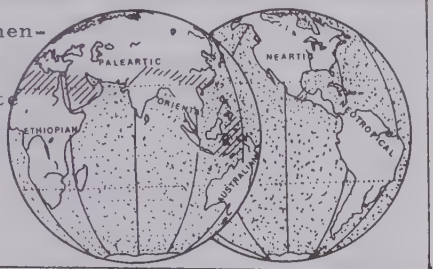


Abb.4.1.b - Kontinentale Faunenregionen, nach DARLINGTON 1980. (schraffierte Gebiete =Übergangsgebiete).

sind Übergangszonen zu anderen biogeographischen Regionen, sowie Beziehungen zur Fauna und Flora von Afrika und Australien vorhanden.

Neben dem Klima spielen die Meeresströme eine wichtige Rolle für die Verbreitung von Organismen. (s. Abb. 4.1.c)

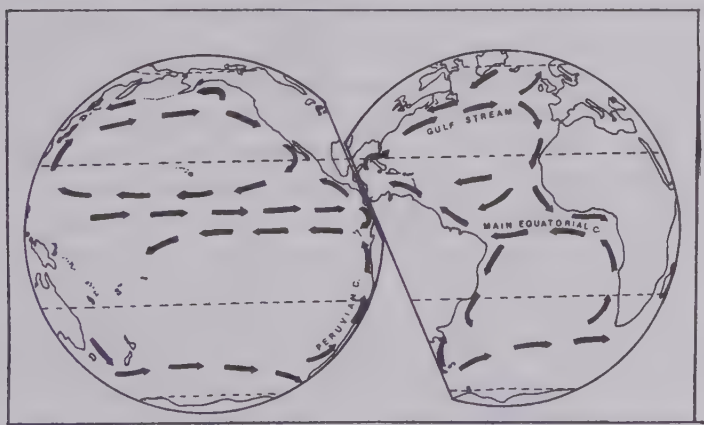


Abb.4.1.c - Diagramm mit wichtigen Meeresströmungen im Pazifischen und Atlantischen Ozean. (DARLINGTON 1980).

So dauert es z.B. nur zwölf Wochen, bis der Meeresstrom der Westafrikanischen Küste ("Main Equatorial C.") den südamerikanischen Kontinent erreicht. Auf diese Weise ist es verschiedenen Arten möglich, von den Flüssen Niger und Kongo nach Brasilien und zu den westindischen Inseln zu gelangen. Schon HESSE 1924, wies in seinem Buch auf die Bedeutung dieser Ausbreitungsmöglichkeit hin.

Bei der Untersuchung der Verbreitung von Süßwasser - mollusken ist es wichtig, den Zusammenhang zwischen öko - logischen und physiologischen Faktoren zu berücksichtigen. Im Gegensatz zu marinen und terrestrischen Mollusken sind Süßwassermollusken weniger fähig, sich Änderungen der Umweltbedingungen anzupassen. Die Ursache liegt darin , daß die Evolution der Süßwassermollusken in einer kurzen Folge von Generationen verlief, die oft von Änderungen der ökologischen Faktoren unterbrochen wurde. (BAKER 1928; HUBENDICK 1958; KOHN u. LEVITEN 1976; CLARKE 1979).

Es wurden zahlreiche Versuche unternommen , Südamerika in zoogeographische Bereiche zu unterteilen. FITTKAU 1969 , benutzt dazu die Säugetiere. Er definiert folgende Sub - regionen: tropisch, guyano-brasilianisch, gemäßigt und Andino-patagonisch. Für die Fauna der ersten Region wurden Beziehungen zu Afrika festgestellt, während die gemäßigte Region Verwandschaftsbeziehungen zu Australien und Neu - seeland aufweist. Zu ähnlichen Ergebnissen kam GERY 1969, aufgrund seiner Untersuchungen im aquatischen Bereich.Nach SCHÄFER 1985, werden die regionalen Bedingungen, die Ein- fluß auf die Verbreitung von limnischen Formen haben, von anthropogenen Faktoren ergänzt. (z.B. künstliche Ver - bindungen von Flußsystemen, Verschmutzung). RINGUELET 1975, nahm eine Einteilung Südamerikas in biogeographische Regionen vor, die auf der Grundlage der Verbreitung von Fischen basiert, und große Ähnlichkeit mit der Einteilung von FITTKAU 1969 und GERY 1969 hat. (s. Abb. 4.1.d)

Die Fauna von Südamerika ist sehr artenreich und stark differenziert. Sie weist eine große Zahl von endemischen Gruppen auf, was nach FITTKAU 1969, auf eine lange Dauer der Isolation zurückzuführen ist. Die aktuelle Verbreitungs grenze der neotropischen Fauna reicht im Norden bis zur tropischen Region von Mexico und bis in den Süden der USA.

JAECKEL 1969, führte eine Untersuchung über Mollusken in Südamerika durch und stellte fest:" Bei der über 7500 km betragenden Länge des Kontinents wird ein nord-südliches Artengefälle deutlich... Die Molluskenverbreitung wird

Abb.4.1.d- Zoogeographische Regionen in Südamerika 1. Domínio Magdalena; 2. Província Maracaibo; 3. Província Costa do Caribe; 4. Província Orinoquía; 5. Província Trindade; (Províncias 2 a 5 pertencem ao Domínio Orinoco-Venezuelano); 6. Província Guianense; 7. Província Amazonense; (ambas 6 e 7 correspondem ao Domínio Guiano-Amazônico); 8. Província Nor-Pacífica; 9. Província Guaias; (ambas formam o Domínio Transandino); 10. Província Nor-Andina; 11. Titicaca; 12. Sul-Andino Guiana; (de 10 a 12 correspondem ao Domínio Andino); 13. Província Alto Paraguai; 14. Província Alto Paraná; 15. Província Parano-Platense; (de 13 a 15 correspondem ao Domínio Paranaense); 16. Província Nordeste do Brasil; 17. Província Rio São Francisco; 18. Província Rios Costeiros Sudeste do Brasil; (16 a 18 correspondem ao Domínio Leste do Brasil); (Todos os domínios anteriores se incluem na Sub-Região Brasílica). A Sub-Região Austral compreende: 19. Província Chilena; 20. Província Patagônica. (Segundo RINGUELET, 1975). (In Schafer,1985)

nicht nur in vertikaler, sondern auch in horizontaler Erstreckung bis zu den kalten und rauhen Südgebieten des Kontinents durch ein thermisches Gefälle ausgerichtet... Als "ökologische Regel" gilt, daß die Riesen, als Mastformen unter Optimalverhältnissen enstanden , stets im Urwald zu finden sind. Außerhalb der Waldformation nimmt die Größe vieler Arten ab. Ausnahmslos reduzieren sich die Maße bei sämtlichen Weichtieren des Landes und des

Süßwassers in mathematischer Funktion auf die Umwelt - faktoren, nach Süden zu." BROWN 1980, beobachtete, daß in Afrika die größte Artenhäufigkeit an Mollusken in der Äquatorialregion liegt und ein von Klima und geographischen Faktoren (Wüste, Gebirge) bedingtes Artengefälle sowohl nach Norden als auch nach Süden zu beobachten ist.

Nach JAECKEL 1969, verteilen sich "die Familien der süd- amerikanischen Molluskenfauna (einschließlich einiger aus gestorbener) auf folgende Ordnungen: Bivalvia 7, Proso - branchia 11, Soleonifera 2, Basommatophora 9, Stylo - matophora 27. Die meisten Familien und Unterfamilien sind altertümlich und vielfach von anderen Erdteilen nur fossil bekannt. Zur Erklärung der Eigentümlichkeit der neo - gäischen Fauna bieten sich verschiedene Ursachen an:

1 - In erster Linie ist sie bedingt durch ihre Alter - tümlichkeit. Sie leitet sich von den Gondwanaland- Bewohnern her, d.h. aus der Zeit, als noch Verbindung mit Alt-Afrika und später zur Notogea bestand. Hierzu zählen solche Arten oder Tiergruppen, die jetzt noch Beziehungen zu West-Afrika aufweisen oder dort mittlerweile aus - gestorbene oder noch lebende nahe Verwandten haben. Zum anderen gibt es einige, die dazu beitragen, die Ver - bindungen über die Archlenis zu Süd-West-Afrika herzu - stellen. Es sind auch wiederum solche, die auf die Archi- notis hinweisen, da über die jetzt für Land- und Süßwasser mollusken durch die polare Lage und die damit eingetretene Eisbedeckung verlorengegangene Antarktika-Brücke , sowohl mit Neuseeland als auch mit dem Australkontinent eine Faunenkommunikation bestand.

2 - Die Isolation des Kontinents während des Tertiärs hat eine ungestörte Entfaltung der vorhandenen Molluskenstämme ermöglicht; so z.B. die für Südamerika charakteristischen Formen von den Chilinidae, Planorbidae, Ampullariidae , Littoridinidae u.a.

3 - Anders als bei den Landwirbeltieren hat die Ein - wanderung nearktischer Elemente über die spättertiäre Landbrücke

keine Bedeutung. Nur verhältnismäßig wenige Formen sind heute in den nördlichen Küstenländern und in den Kordilleren (hier als Relikte der mit Nordamerika gemeinsamen, kühleren Zeit) anzutreffen.

4 - Die Einwanderung von Arten aus Übersee, im Zuge der wirtschaftlichen Erschließung Südamerikas, hat sich kaum störend oder vernichtend auf die Biozönosen der heimischen Weichtiere ausgewirkt, da die Neubürger meist in noch nicht ausgefüllten Lebensräumen ihren Platz eingenommen haben . Allerdings scheint die Schistosomiasis erst durch die neu aus Afrika hinzugekommenen Planorbiden belebt und ge - steigert worden zu sein."

Bei der Betrachtung der Verbreitung von Mollusken ist es wichtig, genau über die historische Entwicklung Bescheid zu wissen, die verschiedenen Verwendungszwecke zu kennen, die Stellung in der Nahrungskette sowie die limitierenden Faktoren bei die Ausbreitung.

Der überwiegende Teil der Gastropodenfamilien lebt im Ozean, drei Familien sind landbewohnend und vier leben in Süßwasser. Das Nahrungsspektrum der einzelnen Familien ist sehr vielfältig. Bekannt sind filtrierende Organismen , herbivore, carnivore sowie Parasiten. (MILWARD-DE-ANDRADE et al. 1978).

REES konnte 1965 beobachten, daß sich Gastropoden sowohl durch den Wind verdriften lassen, als auch durch tierische Organismen (Insekten, Vögel) verschlept werden, und da - durch die Möglichkeit erhalten, neue Populationen zu ent - wickeln.

Nach HARMAN 1974, wanderten die Hydrobiidae und Ampullarii dae von ihrem ursprünglichen Lebensraum, dem Meer , über Ästuarien in das Süßwasser ein, wobei sie sich morpho - logisch, anatomisch und physiologisch an den neuen Lebens raum anpassen mußten.

PILSBRY und BEQUAERT konnten schon 1927 eine marine Ab - stammung aller Süßwassermollusken nachweisen , wobei die Ampullariiden durch das Vorhandensein einer Lunge neben

den Kiemen ein typisches terrestrisches Merkmal aufweisen.

Nach WENZ 1938, beginnt die palaeontologische Entwicklung der Hydrobiidae im Mesozoikum. Die Gattung Littoridina (SOULEYET) ist ab dem Pliozän in Nord- und Südamerika mit wenigen Arten nachgewiesen. Rezent kommt sie in Südamerika und im östlichen Nordamerika mit einigen Arten vor.

TAYLOR und SOHL, erstellten 1962 eine neue Klassifizierung der Gastropoden aufgrund palaeontologischer und rezenter Daten, in der sie die Familie der Hydrobiidae in die Überfamilie Rissoacea (Mesogastropoda) einordneten, während die Ampullariidae den Viviparacea zugeordnet wurden.

4.1.1 - HYDROBIIDAE

Diese Familie erwies sich nach mehreren Besammlungen der Süß- und Brackwassermollusken der Küstenseen von Rio Grande do Sul als sehr geeigneter Bioindikator , da sie sowohl reine Süßwasserarten als auch extreme Brackwasserarten besitzt. Ein weiterer, wichtiger Punkt ist die weite Verbreitung der Arten und ihre relativ große Abundanz.

SOULEYET und EYDOUX, beschreiben 1852, die Gattung Littoridina folgendermaßen: " Nous avons établi cette division générique pour des petits Mollusques Pectinibranches qui se rapprochent beaucoup des Littorines par les caractères de l'animal, mais dont la coquille est semblable à celle des Paludines. Comme celles-ci , les Littoridines ne vivent aussi que dans les eaux douces ou saumâtres. ... Les Littoridines vivent sur les bords des eaux douces ou saumâtres, à la manière des Littorines; on peut les considérer comme formant une transition naturelle entre celles-ci et les Paludines."

Ab 1865 begann mit STIMPSON die Diskussion um die systematische Stellung der Gattung Littoridina, die zu dieser Zeit der Gattung Paludestrina gleichgestellt wurde. Bis heute halten die Diskussionen über die Trennung der Gattungen Littoridina, Paludina, Hydrobia und Heleobia (In GAILLARD 1973; SILVA 1982) an.

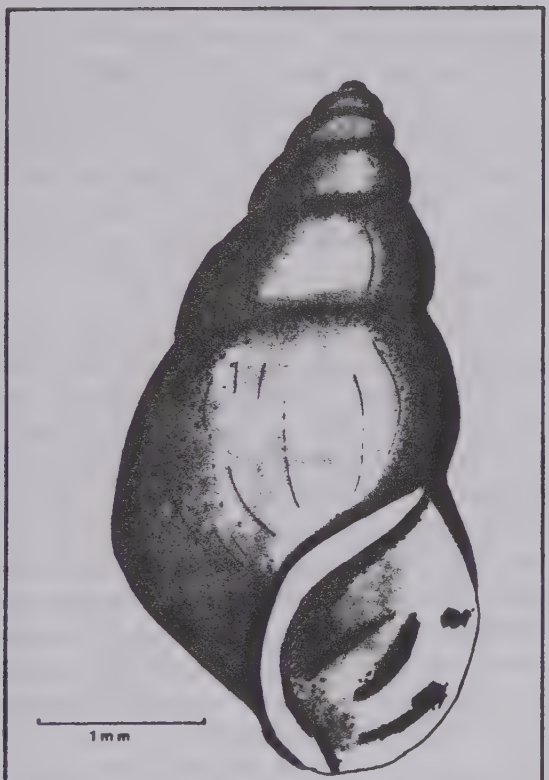


Abb. 4.1.1.a

Littoridina australis (Ct) - Peixe S., R.G.Sul - Brasilien

Die Gattung Littoridina (s. Abb. 4.1.1.a), zeigt eine ziemlich weite Verbreitung. CHOMENKO 1981 arbeitete über die Verbreitung dieser Gattung in Abhängigkeit von der Leitfähigkeit in Küstenseen bei Rio Grande do Sul.

Ausgehend von der heftigen Diskussion über die systema - tische Stellung von Littoridina (SILVA schlägt 1982 vor, diese Gattung von Rio Grande do Sul, Heleobia zuzuordnen), arbeitete CHOMENKO mit "Form Groups" (HUBENDICK 1967).Es wurden hierbei vier "Formen" unterschieden:

Form A : Littoridina australis nana

Form B : Littoridina charruana
Form C : Littoridina sp
Form D : Littoridina australis australis

Bis heute basiert die Artdefinition vorwiegend auf biologischen Kriterien, die oft nur schwer bestätigt werden können. Da die vorliegende Arbeit sich weniger systematisch, dafür aber mehr ökologisch mit der Gattung Littoridina beschäftigt, wurde nur die Anwesenheit der einzelnen Formen nachgewiesen.

Die Familie Hydrobiidae ist kosmopolitisch im Süß- und Brackwasser verbreitet. Es gibt aber auch einige marine Gattungen. Bis auf wenige ozeanische Inseln wurden die Hydrobiiden bis heute überall nachgewiesen; Es gibt endemische Gruppen in Afrika, im Baikalsee, im Mexiko und Südamerika.MARGALEF 1983, diskutierte die Anwesenheit endemischer Formen von Littoridina im Titicacasee, die dort zusammen mit anderen bentonischen Gruppen den Beginn einer "evolutiven Streuung"zeigen. Hervorzuheben ist der stärkere Einfluß der Salinität auf die Verbreitung und das massenhafte Vorkommen der Hydrobiiden. Potamopyrgus zeigt eine große Ausbreitungsfähigkeit; so wurde die Gattung erstmals 1859 in England nachgewiesen und wenige Jahre später in ganze Europa und Nord-Afrika. Über neo - tropische Formen, vor allem über ihre Ökologie und Beziehungen zu anderen Gruppen ist sehr wenig bekannt . (THOMPSON 1968; HARMAN 1974; BROWN 1980).

Verschiedene Faktoren haben Einfluß auf die Verbreitung der Familie Hydrobiidae: Konkurrenz, Anpassungsfähigkeit an abiotische Bedingungen, die Räuber-Beute-Beziehungen (z.B. dienen Hydrobiidae als Nahrung für einige Fisch - gruppen in Küstenseen von Rio Grande do Sul). Diese Familie ist weltweit untersucht. (IHERING 1895; ANCEY 1897, 1906; PRESTON 1912; BAKER 1913; PILSBRY 1924, 1935, 1952; PILSBRY u. BEQUAERT 1927; THIELE 1928, 1931; HAAS 1938 , 1951; WENZ 1938; BIESE 1944; BRASIL 1945; HUBENDICK 1955, 1967; KLEEREKOPER 1955; MORRISON 1955; HARRY u. CUMBIE 1956; HARRY et al.1957; HARRY u. ALDRICH 1958; BROWN 1961;

STUARDO 1961; HARRY u. HUBENDICK 1963; KOZHOV 1963; MARCUS u. MARCUS 1963, 1963a, 1965; PENNA u. LEME 1964; NEWELL 1964; EISENBERG 1966; TAYLOR 1966/67; GREEN 1968 ; HARRY 1968;THOMPSON 1968; JAECKEL 1969; CASTELLANOS 1971; GAILLARD 1973, 1973a, 1974, 1974a; METCALF 1973; GÖTTING 1974; MARGALEF 1974, 1983; BERGMANN u. GRAHAM 1975; FENCHEL 1975, 1975a; VEITENHEIMER u. MANSUR 1975; DUSSART 1976; PITONI et al. 1976; CAPITOLI et al. 1978; BEMVENUTI et al. 1978; GUYARD u. POINTIER 1979; BARNES u. MANN 1980; BROWN 1980; DURAND u. LEVEQUE 1980; GLÖER et al. 1980 ; SCHÄFER u. LANZER 1980; CHOMENKO 1981; SILVA u. THOMÉ 1981; SILVA 1982; LANZER 1983; CHOMENKO u. SCHÄFER 1984, 1984a; LANZER u. SCHÄFER 1984; PFLEGER 1984; SCHÄFER 1985.

Die folgenden Arbeiten über die Lebensweise der Hydrobiidae zeigen recht mannigfaltige Ansprüche der einzelnen Arten an Lebensraum und Nahrung.

WENZ beobachtete 1938, daß Hydrobiidae bevorzugt kleine Lebenräume bewohnen. PILSBRY u. BEQUAERT 1927,zitierten die Anwesenheit von Potamopyrgus sp, in liberischen Flüssen. THIELE 1928, 1931, sagte: "Die Familie Hydrobiidae umfaßt die kleinen, früher mit Paludina vereinigten Süßwasserschnecken, die in den warmen und gemäßigten Ländern verbreitet sind. Die Gattung Littoridina SOULEYET, ist auf Südamerika beschränkt (verbreitet vom Santa Cruz-Fluß in Patagonien bis Rio de Janeiro und Ecuador)". STUARDO 1961, konnte bei einer Erhebung der Mollusken in Chile 21 Hydrobiidenarten nachweisen, die in Süß- und Brackwasser leben. NEWELL 1964, zeigte eine enge Korrelation zwischen der Verbreitung von Hydrobia ulvae und der Salz-Gehalte in Gewässern.Nach GREEN 1968, ist die Familie der Hydrobiiden eine wichtige Komponente in der Ästuarienfauna. Die einzelnen Gattungen dieser Familie haben verschiedene ökologische Ansprüche. Betreffend der Salinität konnte er feststellen: Potamopyrgus jenkinsi, zeigt ein Optimum zwischen 0,0 und 15‰; Hydrobia ventosa , zwischen 6 und 20‰; H. neglecta, zwischen 10 und 24‰ und H. ulvae, zwischen 10 und 33‰. Diese Beziehung ist nach GREEN von

der Rasse abhängig, da aufgrund weiterer Untersuchungen mit anderen Rassen verschiedene Ergebnisse gefunden wurden. JAECKEL 1969, zur Gattung Littoridina: "Eigen - tümlichkeit sowohl als Endemiten als auch in ökologisch-biologischer Hinsicht sind die Littoridinen , die über den ganzen Kontinent bis Patagonien verbreitet sind und Anklänge zur australisch-pazifischen Inselwelt erkennen lassen. Obwohl sie von Küstengewässern ihren Ausgang genommen haben und noch jetzt im Brackwasser überall verbreitet sind, leben sie in einigen Gruppen ganz im Süß - wasser und seltsamerweise in einigen Arten in hoch - gelegenen Andengewässern, wie z.B. im Titicacasee." CASTELLANOS 1971, weist die Anwesenheit von Littoridina australis australis in verschiedenen Gebieten Argentiniens nach. GAILLARD 1973, 1973a, hat eine systematische Arbeit über die Verbreitung von Littoridina in Argentinien und einigen Nachbarländern durchgeführt. Sie konnte einige Arten nachweisen, die sich ausschließlich im mixohalinen Milieu aufhielten. Die Art L. piscium, von IHERING 1895, in Rio Grande do Sul nachgewiesen, ist nach GAILLARD höchst wahrscheinlich eine ökologische Variation von L. charruana, denn es treten innerartliche Variationen aufgrund verschiedener Umweltbedingungen auf. SILVA 1982,vertritt diese Meinung nicht; ihr sind diese ökologischen Variationen nicht bekannt. FENCHEL 1975, 1975a, hat bei Untersuchungen über die Verbreitung verschiedener Hydrobiiden-Arten folgende Hauptfaktoren festellen können : Salinität, Art des Sedimentes, An- oder Abwesenheit von Makrophyten. CAPITOLI et al.1978 und BEMVENUTI et al. 1978, wiesen die beiden Arten, L. australis und L. charruana in der Laguna dos Patos (Rio Grande do Sul) nach, wobei die Art L. australis Gebiete mit mixohalinem Einfluß bevorzugte, und L. charruana ausschließlich im isolierten Süßwasserbereich vorkam. HUBRICHT 1979, beschreibt eine Gruppe von Amnicola, die Höhlengebiete in den USA bewohnt. BARNES u. MANN 1980, untersuchten die Familie Hydrobiidae auf ihre innerartliche Konkurrenz und kamen zu den folgenden Ergebnissen: Hydrobia zeigt anatomische An -

passungen der Körpergröße abhängig von der Größe der Nahrungsteilchen. So ernähren sich z.B., H. ventrosa und H. ulvae vom gleich großen Nahrungsteilchen, wenn sie getrennt leben; kommen beide Arten jedoch zusammen vor, so bevorzugt H. ventrosa kleine Nahrungsteilchen und erreicht nicht die Körpergröße von H. ulvae, die dann auch die größeren Nahrungsteilchen frißt. Dies stellt eine für die Artenhaltung unerläßliche Anpassung dar. LANZER 1983, sieht die Konkurrenz als einen wichtigen Faktor für die Anwesenheit von Mollusken in einem bestimmten Gebiet, in Rio Grande do Sul. Die drei Arten, Potamolithus sp, Gundlachia moricandi und Heleobia (=Littoridina) bevorzugen dasselbe Substrat. Im See Pai João kommt nur Potamolithus vor, obwohl die beiden anderen Arten in allen umgebenden Seen auch verbreitet sind. Die Verbreitung der Arten ist daneben abhängig von Makrophyten, der Trophiestufe des Sees sowie physikalisch-chemischen Faktoren des Wassers.

Die Abb. 4.1.e bis 4.1.i und Tab. 4.1.a, zeigen die Verbreitung der Familie Hydrobiidae. Im Bezug auf den Einfluß der Salinität auf die Verbreitung der Hydrobiidae in Rio Grande do Sul, wurde sowohl durch Laboruntersuchungen als auch Freilanderhebungen beobachtet, daß es eine ganz bestimmte Verbreitung in Abhängigkeit von der Salzkonzentration gibt. So ist nach CHOMENKO 1981, CHOMENKO u. SCHÄFER 1984, 1984a, L. australis (Form A und D) eine mixohaline Form, die bevorzugt in Ästuarien lebt, L. charruana (Form B), eine limnische Form, die aber auch kurzfristig in Brackwasser leben kann, und Littoridina sp (Form C) ausschließlich eine Süßwasserform, die nur in isolierten Seen und Kanälen lebt.

In Gebieten mit stark anthropogenem Einfluß, wird das Vorkommen dieser Familie negativ beeinflusst, obwohl sie eine relativ hohe Resistenz gegenüber allgemeinen Umweltfaktoren zeigt. In Gebieten mit starker Belastung (sowohl organischer als auch anorganischer) sind Hydrobiidae in geringerer Zahl vorhanden oder überhaupt nicht anwesend.

Die Anwesenheit der Familie Hydrobiidae im Untersuchungsgebiet (Sto. 1 bis 94) wurde in den folgenden Gewässern beobachtet:

Lagoa Jacaré, L. Nicola, L. Flores, L. Caiubá, L. Bojuru Velho, L. Peixe, L. Veiana, L. Pai João, L. São Simão, L. Ponche, L. Figueira, L. Tarumã, L. Moleques, L. Barro Velho, L. Barros (in Mostardas), L. Charqueada, L. Quintão, L. Porteira, L. Cipó, L. Rincão das Éguas, L. Cerquinha, L. Rondinha, L. Suzana, L. Lessa (in Cidreira), L. Fortaleza, L. Manuel Nunes, L. Gentil, L. Custódias, Rio Camarão, L. Armazém, L. Tramandaí, L. Emboaba, L. Pombas, R. Passo, R. Jerivá, L. Malvas, L. Pinguela, L. Palmital, R. Tramandaí, L. Peixoto, L. Marcelino Ramos, L. Caconde , L. Lessa (in Osório), L. Caieira, L. Horácio, L. Inácio, L. Rincão, L. Veados, Barra do João Pedro, L. Quadros , Barra do Cornélio, L. Itapeva, L. Sombrio (Santa Catarina), L. Emboaba, L. Barros (in Santo Antonio), R. Guaiba, R. Gravataí, R. Sinos, R. Jacuí, Kanal im Taim und Kanal von Bundesstraße RS-17 (in Osório).

4.1.2 - AMPULLARIIDAE

Die Familie Ampullariidae wurde aufgrund des großen ihr entgegengebrachten wissenschaftlichen Interesses in diese Arbeit aufgenommen. Sie zeigt besondere Ausbreitungs- und Spezializierungsmerkmale.

ALDERSON 1925, schreibt über den Namen von Ampullaria : "By the International rules of nomenclature the Boltenian name Pila take procedence of Lamarck's Ampullaria ... It is simply that Bolten's name had not come into general use, and probable never will. A precedence of one year , obtained by'an obscure and almost inaccessible publica - tion, cannot efface the associations which gave gathered round the genus under its familiar title of Ampullaria du ring the last hundred and twenty years. None of the lead- ing authorities on these shells use Pila, museums seem to ignore it, and, most important of all, from my point of view, privats collectors are not familiar with it."

1957, führte SCOTT morphologische und physiologische Unter suchungen der Gattung Ampullaria durch und beschrieb da - bei die Schwierigkeiten der richtigen Namensfindung . Sie berücksichtigte auch die Diskussionen nach PILSBRY 1933 , über die Namen Pomacea, Asolene und Lanistes. Ausgehend von den obengenannten Beschreibungen wurde in der vor - liegenden Arbeit der Name Ampullaria als Synonym für Pomacea verwendet. (s. Abb. 4.1.2.a). Für die über - wiegende Zahl der Autoren ist dies die lateinamerikanische Bezeichnung der Gruppe.

Die Ampullariiden sind insbesondere durch ihre amphibische Lebensweise gekennzeichnet. Sie können sowohl den Sauer - stoff im Wasser als auch den Luftsauerstoff verwerten. Im Wasser atmen sie normalerweise mit Kiemen. Fällt das Gewässer trocken, sind sie in der Lage, über die vor - handenen Lunge weiterzuatmen. Selbst extremste Schwankun gen des Feuchtigkeitsgehaltes der Umgebung können somit Über standen werden. BURKY et al. 1972, führten Laborunter - suchungen mit Pomacea durch, wobei die Überlebenschance

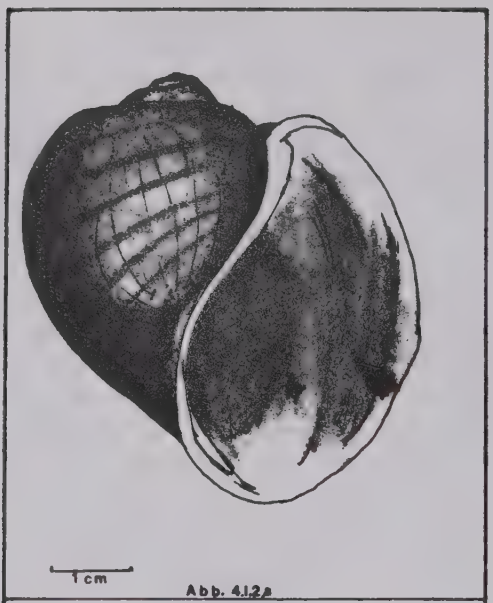


Abb. 41,2a

Ampullaria (=Pomacea) canaliculata –
Rondinha See, R.G.Sul – Brasilien

unter anaeroben Bedingungen getestet wurde. Auch nach Verlust von 62% des Körpervolumens lebten die Tiere noch (in Ästivation). Die Autoren sehen Lunge und Kiemen als Anpassungsmechanismus an die in den tropischen und subtropischen Gebiete vorkommende Trockenzeit an. HESSE 1924 und BROWN 1980, machten die gleichen Erfahrungen mit Lanistes aus Afrika.

Bisher wurden die Ampullariiden schon in sehr vielen Untersuchungen studiert.(SCOTT 1934; LOPES 1955, 1956 , 1956a; ANDREWS 1964, 1965; BURKY 1974; ECKEL 1975; GUE - DES et al. 1981; BOURNE u. BERLIN 1982;). Daneben hat VASCONCELOS 1956, den Proteingehalt in Pomacea unter - sucht, in der Absicht, die Tiere als Nahrungsmittel für den Menschen nutzen zu können. Es liegen ebenfalls Unter

suchungen über die Anwendung von Ampullariiden zur bio - logischen Kontrolle von Biomphalaria glabrata (Zwischen - wirt von Schistosoma mansoni) sowie von Bulinus truncatus und Lymnaea cailliaudi vor, beide Zwischenwirte verschiede ner Krankenheitserreger in Ägypten und Brasilien. (FERGUN SON u. RICHARD 1963; AKERLUND 1969; PAULINYI u. PAULINI 1971; MILWARD-DE-ANDRADE 1978, 1981; GUIMARÃES 1981).

Hervorzuheben ist die große Wichtigkeit von Ampullaria im Nahrungsnetz. So stellt sie das Hauptnahrungsmittel folgender Greifvogelarten dar: Rosthramus sociabilis, Helicolestes hamatus und auch für Aramus guarauna. Daneben nutzen noch Caiman latirostris, Netta peposaca und Chrysemys sp die Schnecken als Futter. (MURPHY 1955; HAVERSCHMIDT 1959, 1970; BROWN u. AMADON 1968; AMADON 1975; GRZIMEK 1979; MÜLLER 1980; GUEDES et al.1981; BELTON 1982; MARGALEF 1983). Wichtig ist der Vergleich der Ver - breitung der Gattung Ampullaria mit den obengenannten Greifvögeln in der neotropischen Region. Nach MURPHY 1955, AMADON 1975 und GRZIMEK 1979, reicht die Verbreitung von Rosthramus von Florida bis Argentinien, inclusive Kuba und die zentralamerikanischen Inseln. Nach HAVERSCHMIDT 1959 und GRZIMEK 1979, ist die Verbreitung von Helicolestes im Nordteil von Südamerika sehr unregelmäßig. Sie kommen in Ost-Peru vor, in einigen Gebieten des amazonischen Tief - landes Brasiliens, in Surinam sowie punktuell in Kolum - bien und Venezuela. Über die Verbreitung in Englisch - Guyana liegen keine Informationen vor.

Die Mollusken diese Familie zeigen neben einer besonderen palaeontologischen Entwicklung, eine auf tropische und subtropische Gebiete beschränkte Verbreitung. Zur palaeontologischen Entwicklung, konnte PILSBRY 1911, feststellen, daß man zur Erklärung der Verbreitung von Mollusken die Verbreitung der Säuger berücksichtigen muß. Während des Pliozäns bestand eine Verbindung zwischen Nord- und Südamerika, die einen schnellen und intensiven Faunenaustausch der Säuger ermöglichte. Für Mollusken dagegen verlief der Austausch aufgrund bestehender Barrieren

(Flüsse, Kanäle, Wälder, Gebirge) sehr viel langsamer. Die ersten Vorkommen von Land- und Süßwassermollusken stammen aus dem Paläozoikum. Nach PILSBRY stellen die Ampullariiden eine aus dem eogeic stammende Gruppe dar. Sie besiedelten zunächst den Gondwana-Kontinent, der sich aus großen Teilen des südamerikanischen Kontinents,des tropischen und Süd-Afrikas, Australiens und Indiens zusammentsetzte.Der größte Teil der südamerikanischen Fauna stammt von eogeic Formen ab, aber es gibt daneben auch aus Zentralamerika ("Antillia") stammende Formen, sowie einige alte Gruppen, über deren Herkunft keinerlei Anhaltspunkte vorliegen . Diese palaeontologischen Daten bestärken die Hypothese einer Verbindung zwischen dem afrikanischen und brasilianischen Kontinent während des Mesozoikums und des Palaeozoikums; es gibt verschiedenen Süßwassermollusken, die auf beiden Kontinenten vorkommen: Planorbinae, Melaniidae , Mutelidae, Ampullariidae, u.a (s. Abb. 4.1.2.b). Einige

Abb. 4.1.2.b-Verbreitung von Ampullariidae mit hornigen Operkulum. (In Pilsbry,1911).

dieser Gruppen sind in palaeozoischen oder tertiären Ablagerungen in Nord-Amerika gefunden worden. Der europäische Kontinent wurde von ihnen zu keiner Zeit besiedelt. Dies weist darauf hin, daß sich der größte Teil von Osten in Richtung Westen ausgebreitet hat. Die Differenzierung ist in Amerika geringer als in Afrika, was die Vermutung

zuläßt, daß einige Unterfamilien des Gondwanalandes nicht in der Archelenis vorhanden waren oder keine so große Verbreitung zeigten, daß sie bis nach Südamerika gelangen konnten. Ein weiterer Aspekt Pilsbry's Arbeit über die Verbreitung von Organismen ist der folgende: Er nimmt an, daß während der Archhelenis der Amazonasbereich einen "Opening Westward Gulf" darstellte, also eine Verbindung zwischen Atlantik und Pazifik. Diese Verbindung zwischen beiden Ozeanen wurde auch von GRABERT 1984, anhand seiner Untersuchungen mit Inia (Delphine) bestätig. Die Delphine haben aufgrund unterschiedlicher Umweltbedingungen ver - schiedene Gruppen ausgebildet. Nach GRABERT, gibt es eine ähnliche geologische Situation auf dem afrikanischen Kontinent im Bereich des Benoué-Grabens. Es konnte fest - gestellt werden, daß der Amazonas-Graben älter als der Atlantik ist.

WENZ 1938, konnte bei der Betrachtung der Palaeontologie der Mollusken folgendes feststellen: Die Süßwasser - Ampullariiden besitzen ein recht großes Körpervolumen und treten immer in Massen auf. Ihre Abwesenheit in Europa und West-Amerika kann eine besondere Bedeutung haben. In der Laramie-Formation (Kreide) stellte sich eine mannig - faltige Fauna der Unionidae, Cyrenidae, Viviperidae und Melaniidae, sowie vieler anderer bekannter Süßwasser - mollusken im Westen des nordamerikanischen Kontinents ein. Wenn die Migration der Ampullariiden von oder nach Südamerika über den Nordpazifik stattfand, so ist es verwunderlich, daß keine Spuren dieser Gruppe in den palaeontologischen Schichten zu finden sind. Die Abwesen- heit dieser afrikanischen und südamerikanischen Familien während des Mesozoikums und des Tertiärs in Europa weisen auch darauf hin, daß eine Migration über den Nordatlantik unwahrscheinlich ist. WENZ bemerkte zur palaeontologischen Entwicklung der Familie Ampullariidae, daß erste Formen im Unteren Karbon gefunden wurden (Ampullaria powelli WAL COTT). Diese Feststellung ist jedoch zu bezweifeln , da die nächsten Formen erst im Eozän vorkommen. Ampullariiden und Viviperiiden zeigen eine ähnliche Entwicklung. Es ist

möglich, daß beide Formen schon im Karbon den nord - amerikanischen Kontinent bewohnten, fossile Funde sind jedoch nur von rezente Zeit bekannt.

Nach PAIN 1972, gibt es nur wenige fossile bekannte Funde der Ampullariidae. Die ersten Funde stammen aus dem Eozän und wurden in Ägypten gemacht; Miozäne Funde stammen aus Kenia. Die kreidezeitlichen Funde aus Frankreich sind, wie sich später heraustellte, aus der Familie Naticidae . Aus dem Eozäns wurde in Ägypten eine ausgestorbene Art der Gattung Lanistes gefunden, die höchstwahrscheinlich eine Urform der rezenten Art Lanistes carinatus darstellt, die heute die Nilregion bewohnt. Diese Urform von L. carinatus wurde in miozänen Funden aus Kenia zusammen mit Pila ovata gefunden. Beide Arten existieren heute noch und zeigen die Altertümlichkeit der Familie Ampullariidae im Ostteil Afrikas. In Indien wurden subfossile Operkula von Pila im Kaschmirgebiet gefunden , was auf die Verbreitung dieser Gattung auf dem indischen Kontinent in der Vergangenheit hindeutet. In pleistozänen Schichten der Sahara wurde die Gattung Pila nachgewiesen, was auf eine bedeutende weitere Verbreitung auf dem afrikanischen Kontinent in der Vergangenheit hindeutet. Die Gattung ist rezent auf die Nil-Region beschränkt.

Nach BROWN 1980, ist die Zusammensetzung der Mollusken - fauna in Afrika, Süd-Amerika und Asien sehr unterschiedlich. Dieser Unterschied im tropisch afrikanischen Bereich weist darauf hin, daß die Entwicklung über eine sehr lange Zeit unabhängig von anderen Kontinenten verlief. Die natürliche Ausbreitung aquatischer Mollusken von oder nach Afrika, zeigt durch die Ähnlichkeit der afrikanischen Formen zu denen anderer Kontinente, daß die Ausbreitung nicht über den Ozean, sondern über eine Landbrücke stattgefunden haben kann. Die Trennung der Urkontinente er - folgte vor etwa 100 Millionen Jahren. Auf den neuen Kontinenten entwickelten sich Süßwasserorganismen , die sich an tropische oder kalte Verhältnisse adaptiert haben. Pila ist ein Beispiel für den afrotropisch-asiatischen

Bereich; sie hat ihren Ursprung im Gondwanaland und ist heute in Afrika, in Süd- und Ost-Asien sowie auf den südpazifischen Inseln verbreitet. Bis heute liegen nur wenige Untersuchungen über die Veränderungen nach der Gondwana-Zeit im tropischen Afrika vor. Die bekanntesten Fossilien wurden im Bereich des Eduard- und Albertsees gefunden.

Die Bibliographie über die Familie Ampullariidae ist sehr umfassend. Mit der Verbreitung und Ökologie haben sich folgenden Autoren beschäftigt: STROBEL 1874; ANCEY 1897, 1906; SOWERBY 1909; PILSBRY 1911; ALDERSON 1925 ; PILSBRY u. BEQUAERT 1927; THIELE 1931; SCOTT 1934, 1957; GREVE 1938; WENZ 1938; WESENBERG-LUND 1939; JUTTING 1942/1944; PAIN 1950, 1960, 1972; HAAS 1951; ANDREWS 1964 , 1965; GEIJSKES u. PAIN 1957; COOKE 1958; TAYLOR u. SOHL 1962; BONETTO u. DRAGO 1966; BROWN 1967, 1980; BEADLE 1981; CASTELLANOS u. FERNANDEZ 1976; APPLETON 1977; DU - RAND u. LEVEQUE 1980; BASTOS u. LOURENÇO 1983; LANZER 1983; TOMEY 1983; LOPES-PITONI et al. 1984.

CUNNINGTON 1920, konnte im Tanganjikasee feststellen, daß viele der dort vorkommenden endemischen Formen sich aus marinen Arten ableiten lassen. Im Tanganjikasee sind 90 % der Mollusken endemisch. Es gibt hier 25 Arten der Ampullariidae, im Viktoriasee dagegen nur eine Art. Nach ALDERSON 1925, ist die Familie der Ampullariiden sehr weit verbreitet. Sie ist sowohl im Gebirge als auch im Flachland, im Brackwasser und im Süßwasser, in kaltem und warmem Wasser anzutreffen.

PILSBRY u. BEQUAERT 1927, weisen auf eine enge Ko - rrelation zwischen den südamerikanischen und afrikanischen Ampullariiden hin. Was die ökologischen Faktoren betrifft, die die Verbreitung beeinflussen,konnten die Autoren folgendes feststellen: Lanistes und Pila sind um Faul - schlamm von Cyperus papyrus anzutreffen. Lanistes ist im Brackwasserbereich des Kongos neben marinen Formen vorhanden. Lanistes nsendweensis ist eine typische Brack - wasserart, deren Verbreitung vom Mineralgehalt des Wassers

mitbestimmt wird. Die Art konnte in Gebieten mit einer ähnlichen Mineralzusammensetzung wie der des Amazonas angetroffen werden. Der Kongofluß und seine Zuflüsse haben eine lange jährliche Trockenperiode, trotzdem finden sich hier die Gattungen Pila und Lanistes, was auf eine hohe Resistenz gegenüber der Trockenheit hinweist. Pila und Lanistes sind daneben in den Verbindungskanälen zwischen Lagunen und Seen anzutreffen, Lanistes auch im Ästuarienbereich, in der Nähe von Cyperus-Sümpfen. Die Gattungen Pila, Lanistes, Saulea und Afropomus sind auch in Madagaskar und den östlichen Regionen Afrikas ver - breitet.

THIELE 1931, beschreibt systematisch das Vorkommen der Ampullariiden und weist auf einen Zusammenhang mit Süß - und Klarwasser im tropischen Bereich hin.

Nach PAIN 1972, reicht die Verbreitung der Ampullariiden in Afrika vom Nil bis zum südlichen Teil Ägyptens. Sie sind häufiger im östlichen und zentralen Bereich des Kontinents. In West-Afrika kommen sie nicht nördlich des Tschadsees und des Nigers vor. In Süd-Afrika dringen die Ampullariidae bis ins Damaraland und ins Bechuanaland im Westen vor, sowie im Osten bis zur Grenze von Sambesi. Auf Madagaskar wurden bisher zwei Arten nachgewiesen. In der orientalischen Region wurden die Ampullariiden in Ceylon, Indien, im Gangesgebiet, in Burma, Thailand im malayschen Archipel, Bali, Celebes, sowie im nördlichen Teil der Philippinen gefunden. Nach PAIN, kommen die Ampullariiden in folgenden Regionen nicht vor:Neuguinea, pazifische Inseln, Australien und China. Die Familie meidet die palaearktische Region, mit Ausnahme der ägyptischen Vorkommen.

Die Verbreitung der Ampullariiden wird teilweise durch die Nutzungsformen mitbestimmt. So werden sie in Europa bevorzugt in Aquarien gehalten (TOMEY . 1983), in vielen Ländern zur biologischen Kontrolle; in Nordost-Brasilien auch als Nahrungsmittel und in Süd-Brasilien als Köder für den Fischfang.

ANDREWS 1964, stellte Vergleich zwischen Mollusken der Familie Pilidae (=Ampullariidae) an, und konnte dabei beobachten daß die südamerikanischen Individuen höher spezializiert sind als die afrikanischen und asiatischen.

ANDREWS wies Pomacea 1965, in Sümpfen und stehenden Gewässern Südamerikas nach, während Pila und Lanistes unter ähnlichen Bedingungen den afrikanischen und asiatischen Kontinent bewohnen. Die verschiedenen Atmungssysteme (Kiemen+ Lunge) erlauben den Ampullariidae eine weite Verbreitung und sehr verschiedene Standortbedingungen. So ist beispielsweise P. ovata sowohl in großen Seen (Viktoriasee) als auch in kleinen periodischen Gewässern vorhanden.

BROWN 1967 und 1980,beschäftigte sich mit Mollusken verschiedener afrikanischer Gebiete und diskutierte die dort beeinflussenden Aspekte. Eine Verringerung des Niederschlags sowie die geringe Stabilität der Gewässer verhindert die Ansiedlung verschiedener Tiergruppen , die ansonsten diese Bereiche besiedeln könnten. Nach BROWN (op. cit) leben etwa 350 Süßwassermolluskenarten in ganz Afrika, während allein südlich der Sahara 6000 terrestrisch Arten existieren. Dies zeigt deutlich,welch großen Einfluß die Instabilität der Gewässer auf die Artenvielfalt hat. 335 Süßwassermolluskenarten sind in der afrotropischen Region bekannt, aber nur 16 nördlich der Sahara und von diesen leben nur 6 nördlich des mediterranen Bereiches. Von großer Bedeutung ist die hohe Anzahl endemischer Arten in den afrikanischen Seen.Dieser Aspekt wurde bereits von ANCEY 1906, bei seiner Beschreibung und dem Vergleich der Arten des Tangnjikasees und anderer afrikanischer Seen diskutiert.

BROWN 1980, untersuchte die Verbreitung verschiedener Süßwassermolluskenarten in Afrika in Abhängigkeit von der geographischen Breite. (s.Anhang n.8.2). Er fand in den Gebirgen NO-Afrika, sowie in den Entwässerungskanälen im südlichen Teil Ägyptens 30 Arten, wobei einige Verwandt -

schaftsbeziehungen zu Gruppen aus Europa und dem tropischen Afrika besitzen. Die Region zwischen 30-20°N zeichnet sich durch Wüsten und semi-aride Zonen aus und ist daher für eine Besiedlung mit aquatischen Mollusken meist ungeeignet. Die wenigen dort vorkommenden Gruppen zeigen Ähnlichkeit mit denen aus dem Nilbereich, sowie aus den Oasen Süd - algeriens und der Tibesti-Region. Trotz der semiariden Zonen zwischen 20-15°N kann eine Erhöhung der Artenzahl festgestellt werden, die höchstwahrscheinlich auf das Plateau im Norden Äthiopiens sowie den Nil, den Niger , und den Senegal zurückzuführen ist. Zwischen 15-10°N erhöht sich die Artenzahl, da die semi-aride Sahelregion vom Tschad und von Zentraläthiopien ausgeglichen wird . Endemische Prosobranchia Westafrikas erhöhen die Gesamtartenzahl zwischen 10-5°N, wobei der größte Teil wahr - scheinlich auch in der Äquatorialregion zwischen 5°N und 10°S lebt. Die Gattungen Potadoma und Melanoides im östlichen Zaire sind mengenmäßig am stärksten verbreitet.Ab 5°S verringert sich die Artenzahl, obwohl dies die Region mit dem größten Endemitenanteil Zaires ist. Ab 15-20°S tritt eine plötzliche Verringerung der Artenzahl ein, die möglicherweise auf die geringen Kenntnisse über die Süßgewässer Angolas zurückzuführen ist. Die geringen Niederschläge könnten daneben auch ein limitierender Faktor sein,besonders im Nordteil von Namibia und Botswana (zwischen 20-25°S). Die Zone zwischen 25-30°S schließt einen Teil der gemäßigten südlichen Region ein, ins - besondere das Lesotho-Plateau. Einige tropische Arten können über den Osten in diese Region eingewandert sein. Sehr wenige tropische Arten kommen im Bereich zwischen 30-35°S vor.Von den 38 bekannten Arten lebt ein großer Teil im Brackwasser.

DURAND u. LEVEQUE 1980, konnten bei ihren Untersuchungen im Sudan drei Arten der Gattung Pila differenzieren: P. wernei, von Ägypter bis zum Niger, im Kongo und Angola; P. ovata, in Ägypten, Sudan, Ost-Afrika und im Kongo - gebiet; P. africana, in West-Afrika. Was die Gattung

Lanistes betrifft, so konnten DURAND u. LEVEQUE, vier Arten unterscheiden: L. ovum, im Nilbecken, im Tschad , in Nigeria und Angola; L. guinaicus, im Niger-, Volta- und Senegalbecken, sowie in Flüssen der Elfenbeinküste und von Dahomey; L. adansoni in Senegal und Gambia und L. lybicus in West-Afrika.

Was Brasilien und die Nachbarländer betrifft , sind die Kenntnisse sehr widersprüchlich. (SOWERBY 1909 ; BAKER 1913; ALDERSON 1925; PAIN 1950, 1960, 1972; GEIJSKES u. PAIN 1957).

Nach MILWARD-DE-ANDRADE 1978, sind nur wenige Unter - suchungen mit Ampullariiden in Brasilien durchgeführt worden. Die brasilianischen Arten der Gattung Pomacea (=Ampullaria) sind nur unvollständig beschrieben, bezüg - lich der Namensgebung stehen noch viele Fragen offen.

SCOTT 1957, untersuchte die Ampullariidae morphologisch und taxonomisch. Die Verbreitung der Gruppe wird darin folgendermaßen zitiert: "Sud America hasta el paralelo 38° , su maximo avance en la zona templada del hemisferio Sur. Por el norte llega hasta America Central y sur de Norte America. En la region del Palaeogea: Africa Orien - tal y Madagascar, Sur de Asia, Malasia y Australia y Fi - lipinas. Como se ve faltan los ampullarideos en la region templada y fria del Hemisferio Norte."

Die Verbreitung der Art A. canaliculata umfaßt Rio Grande do Sul bis São Paulo, im Norden, Trinidad und Britisch Guyana, im Westen das Amazonasbecken bis Bolivien. Außer dem im Argentinien bis 36°S, die Lagunen und Gewässer des Pratabeckens bis Corumbá (Brasilien). Vermutlich bietet diese Region die besten Lebensbedingungen für diese Art. Zusammenfassend konnte SCOTT folgendes über die Verbreitung von Ampullariidae in Argentinien festellen:

"Que respecto a la distribución el genero Ampullaria cobre el Norte y Este de nuestro territorio desde Jujuy y Salta hasta las riberas del Plata. Los "recordos"

más australes corresponden a Ampullaria canaliculata com localidades sobre la linea del limite sur de la provincia de Buenos Aires..." Über die palaeontologische Entwicklung von A. canaliculata wurde beobachtet, daß eine große Ähnlichkeit mit P. ovata aus dem asiatischen Bereich besteht.

AKERLUND 1969, stellte bei seinen Untersuchungen mit Marisa cornuarietis aus Puerto Rico fest, daß die Art auch bei einer Salinität bis zu 8,5‰ überleben kann.

JAECKEL 1969, konnte bei seinen ökologischen Untersuchungen der Ampullariiden folgendes feststellen: "Unter den Wasserbewohnern fallen am meisten die Kugelschnecken, die Ampullarien auf. Sie sind mit über 100 Formen überaus artenreich und in mehreren Sektionen vertreten. Bemerkenswerterweise leben die primitivsten, den afrikanischen am nächsten stehenden (Asolene, Felipponea), abgedrängt im Süden und als Surinamia, Effusa, Marisa und Ceratodes im Norden; der klares, fließendes Wasser verlangende Limnopomus besiedelt artenreich die nördlichen Anden und Ampullarius selbst euryök das Zwischengebiet."

BURKY et al. 1972, untersuchten Pomacea urceus aus dem Savannengebiet Venezuelas, wegen ihrer verschiedenen Möglichkeiten, unter ungünstigen Luftfeuchte- und Temperaturbedingungen zu überleben. Es wurde festgestellt daß die Temperatur ein wichtiger Faktor für das Überleben der Art ist.

CASTELLANOS u. FERNANDEZ 1976, arbeiteten über Ampullariidae in Argentinien. Die gesamte Verbreitung der Familie erstreckt sich in der "Alten Welt" über Asien, Malaysia, die Philippinen, Australien und Afrika. Auf dem amerikanischen Kontinent bewohnen sie den südlichen Teil Nordamerikas, Zentral- und Südamerikas bis zum 38°S. Die größte Verbreitung erfolgte im Platabècken. Von den in Argentinien vorkommenden Arten zeigt A. canaliculata die größte Verbreitung: vom Norden-Südamerikas bis 36°S. Die

Art bevorzugt als Lebensraum stehende Gewässer, Lagunen, künstliche Seen, Tümpel und Überschwemmungszonen von Flüssen. Nach CASTELLANOS u. FERNANDEZ (op.cit) bildet diese Familie in Abhängigkeit von physikalischen und chemischen Umweltbedingungen besondere ökologische Formen aus; dies wurde bereits von LOPES 1956a beobachtet.

BOURNE u. BERLIN 1982, führten Untersuchungen mit P. dolioides aus Guyana durch. P. doliodes ist sehr häufig in den küstennahen Süßwasserregionen, in Bewässerungs- und Drainagekanälen sowie in Reisfeldern zu finden.

Was die Ausbreitung von Mollusken in Küstenseen von Rio Grande do Sul betrifft, konnte LANZER 1983 bei Abwesenheit größerer geographischer Barrieren beobachten, daß Wasservögel oder Insekten diese beeinflussen. Aufgrund des wiederholten Vorkommens bestimmter Habitate kann man dieses Gebiet als eine biogeographische Region betrachten. So kann man auch die Seen als eigenes Areal angeben. Das wiederum bedeutet, daß man sie durch eine Untersuchung der verschiedenen physikalischen, chemischen, biologischen und räumlichen Aspekte, die eventuell Einfluß auf die Molluskenverbreitung haben, interpretieren kann.

In Rio Grande do Sul wurde das Vorkommen von A. canaliculata in den meisten Küstenseen sowie in der gesamten untersuchten Region festgestellt . Junge Tiere von A. canaliculata leben auf dem Sediment, während die Art ansonsten die Uferzone flacher Gewässer bewohnt ; sie lebt hier an Steinen und an der Ufervegetation. Die Verbreitung dieser Familie wird erleichtert durch die Nähe der Seen, durch Verbindungskanäle, Sümpfe oder Überschwemmungsgebiete. In der Küstenebene ist die Art in allen limnischen Gewässern anzutreffen; sie meidet jedoch Salzwasserregionen (s. Tab.4.1.a).Junge Individuen konnten vereinzelt in der Nähe des Tramandai-Flusses gefunden werden. Dies konnte in Laboruntersuchungen bestätigt werden, wo A. canaliculata optimale Bedingungen bei Leitfähigkeitwerten von 8000 µS/cm zeigte, obwohl junge

Individuen eine höhere Resistenz gegenüber diesem Parameter besitzen. (s. Kap. 4.2.2) . Auch in den untersuchten und abgesammelten Flüssen konnte A. canaliculata nur unter bestimmten Umweltbedingungen gefunden werden. Die Art meidet Bereiche mit sehr starkem industriellem Einfluß (s. Abb. 4.1.h und 4.1.i). Im Sinos-Fluß wurden beispielweise bis zu 340 µg/l Cu^{+2} gemessen, auch in der Nähe der Quellregion. Da dieser Parameter die höchste Toxizität für A. canaliculata aufweist, ist anzunehmen, daß er einen limitierenden Faktor für die Verbreitung der Ampullariiden in dieser Region darstellt, in der sie, obwohl die geographischen Bedingungen günstig sind, fehlen. Im Gravataí-Fluß wurden sie nur im Ober- und Mittellauf gefunden, wo der Fluß weniger stark durch häusliche und industrielle Verschmutzung beeinflusst ist. Beim Vergleich ihrer Resistenz zu Laboruntersuchungen läßt sich beobachten, daß diese Organismen im Freiland widerstandsfähiger sind.Die Art konnte im Freiland in Gewässern gefunden werden mit Schwermetallgehalten, die weit über denen im Labor lagen. Dies läßt sich dadurch erklären, daß im Freiland mehr Faktoren auf den Organismus einwirken als im Labor.

Zusammenfassend läßt sich die Untersuchung über die Verbreitung der Ampullariiden aus den folgenden Abbildungen ersehen: 4.1.e bis 4.1.i.

Von den Erhebungen in Rio Grande do Sul (Sto. 1 bis 94), sind die Ergebnisse in den Abbildungen 4.1.h und 4.1.i und Tabelle 4.1.a dargestellt. Die Familie konnte in den folgenden Gewässersystemen festgestellt werden: Lagoa Jacaré, L. Nicola, L. Flores, L. Caiubá, L. Veiana, L.Pai João, L. Fundo, L. São Simão, L. Ponche, L. Figueira, L. Tarumã, L. Moleques, L. Barro Velho, L. Barros (in Mostardas), L. Charqueadas, L. Quintão, L. Capão Alto, L. Potreirinho, L. Porteira, L. Rincão das Éguas, L. Cerquinha, L. Rondinha, L. Suzana, L. Fortaleza, L. Gentil, Canal do Relógio, L. Custódia, Tramandai-Fluß, Jerivá-F., L. Malvas, L. Pinguela, L. Peixoto, L. Caconde, L. Horácio, L.

L. Quadros, Barra do Cornélio, L. Itapeva, L. Sombrio (in Santa Catarina), L. Emboaba, L. Barros (in Santo Antonio), und die Flüsse Guaiba, Gravataí (Ober- und Mittellauf) , Sinos (streckenweise) und Jacuí. Sie wurden auch am Sto . 93 (Bundesstraße BR-471, in Taim) und Sto. 94, festgestellt.

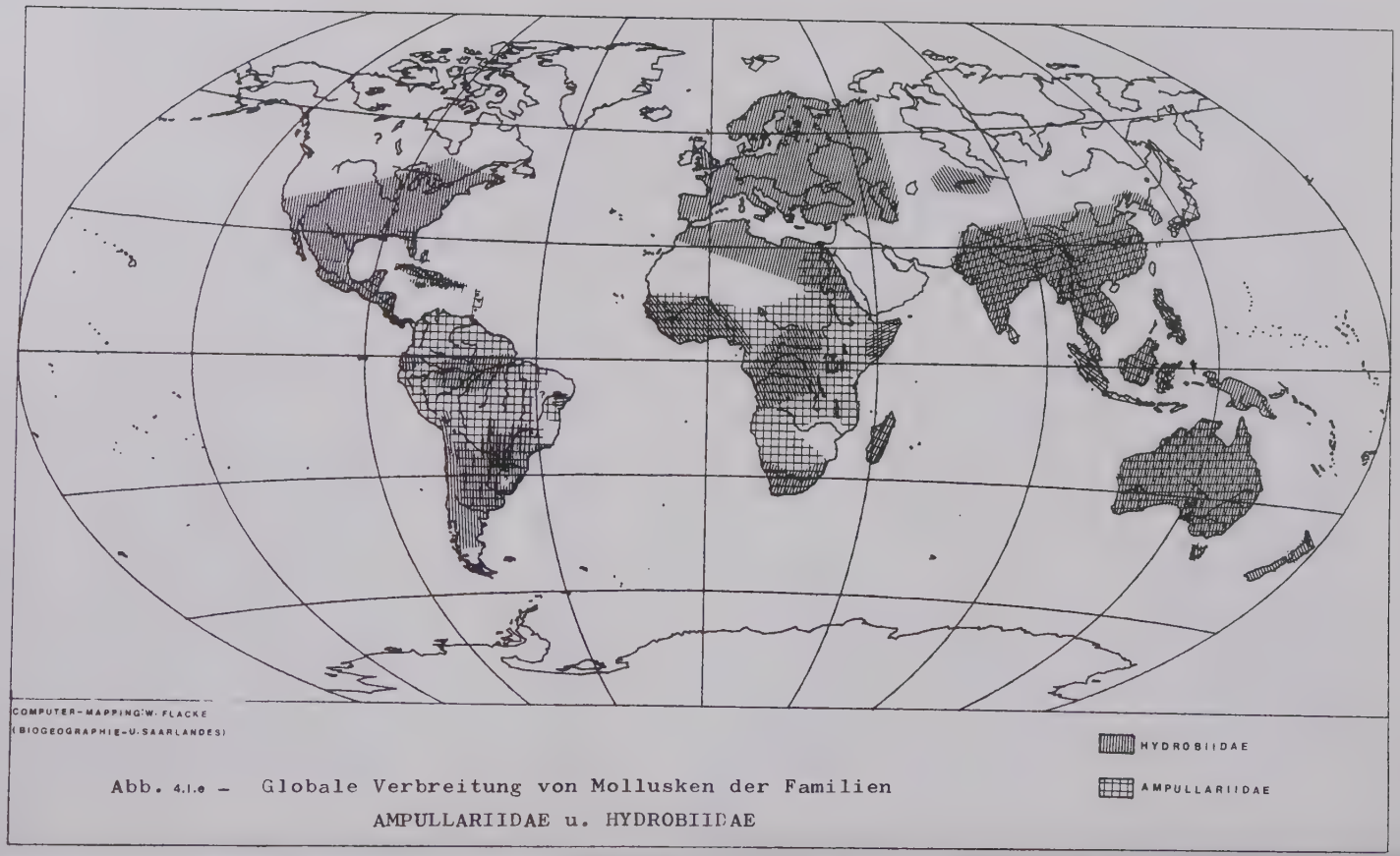


Abb. 4.1.e – Globale Verbreitung von Mollusken der Familien AMPULLARIIDAE u. HYDROBIIDAE

Abb. 4.1.1 - Verbreitung von Mollusken der Familien AMPULLARIIDAE und HYDROBIIDAE in der Neotropis und übergangsgebiet zum Nearctis.

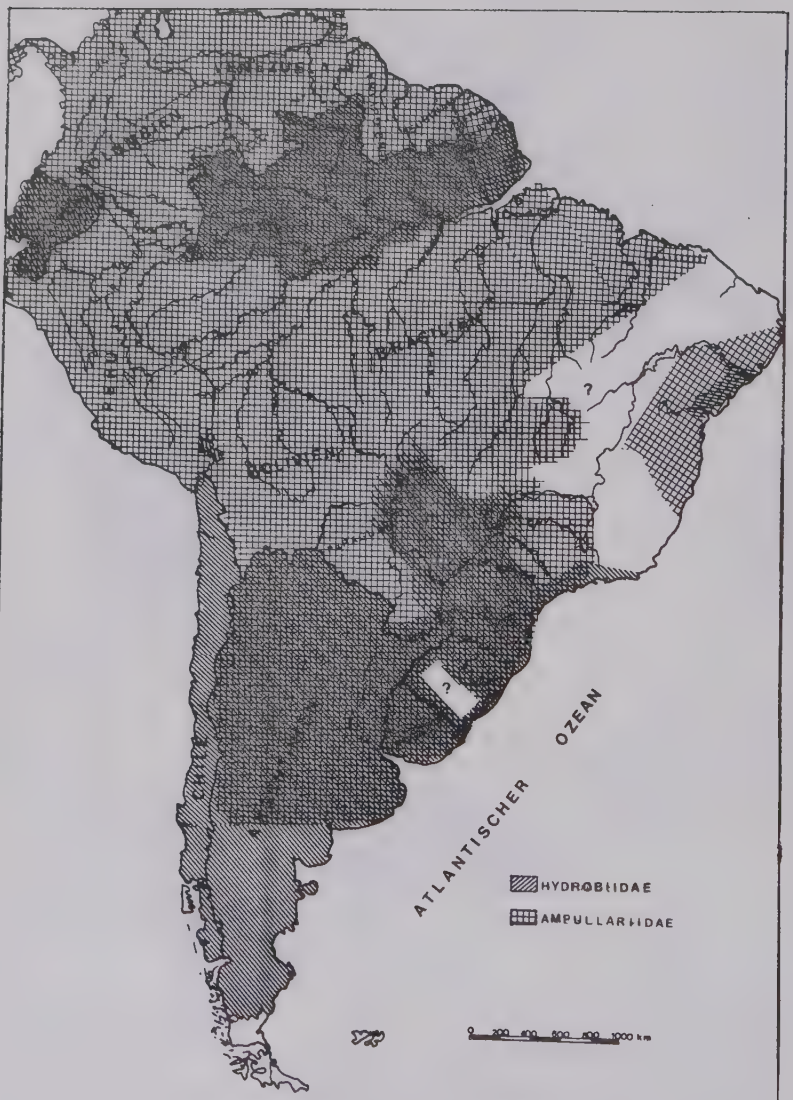


Abb. 4.1.9 - Verbreitung von AMPULLARIIDAE und HYDROBIIDAE in Süd-Amerika.

U.S. n. / Cond.	<150	150 - 1000	1000 - 3000	3000 - 10000	10000 - 20000	20000 - 30000	>30000
	M.	M.	M.	M.	M.	M.	M.
1	□ H.A	□					
2	□ H.A	□					
3	□ H.A	□					
4	□ H.A	□					
5	□ H.						
6	H.	□	□	□	□	□	□
7	□ H.A	□					
8	H.A	□					
9	A	□					
10	□ H.A						
11	□ H.A						
12	□						
13	H.A	□					
14	□ H.A	□					
15	H.A	□					
16	H.A	□					
17	□ H.A						
18	H.A	□					
19	H.A	□					
20	A						
21	A						
22	H.A	□					
23	H.	□					
24	H.A	□					
25	H.A	□					
26	H.A	□					
27	H.A	□					
28	□ H.A	□					
29	□ H.?						
30	H.A	□					
31	H.A	□					
32	H.A	□					
33	H.A	□					
34	H.?	□					
35	H.?	□					
36	H.A	□					
37	H.A	□					
38	H.A	□	□				
39	H.A	□	□	□	□		
40	H.	□	□	□	□		
41	H.		□	□	□		
42	H.				□	□	
43	H.		□	□	□		
44	H.				□		
45	H.				□		
46	H.			□	□	□	□
47	H.			□	□	□	□

U.S. n. / Cond.	<150	150 - 1000	1000 - 3000	3000 - 10000	10000 - 20000	20000 - 30000	>30000
	M.	M.	M.	M.	M.	M.	M.
48	H.		□	□	□	□	□
49	H.	□	□	□	□	□	□
50	H.		□	□	□	□	
51	□ H.	□	□	□	□	□	
52	H.		□	□	□	□	□
53	H.		□	□	□	□	□
54			□	□	□	□	□
55	□ H.A	□	□				
56	□ H.A						
57	□ H.A						
58	□ H.?	□					
59	□ H.?	□					
60	□ H.A						
61	□ H.A						
62	□ H.A						
63	□ H.A						
64	□ H.A						
65	□ H.A						
66	□ H.A						
67	□ H.A						
68	□ H.A						
69	□ H.A						
70	□ H.A						
71	□ H.A						
72	□ H.A						
73	□ H.						
74	□ H.A						
75	□ H.?						
76	□ H.?						
77	□ H.A						
78	□ H.?						
79	□ H.A						
80	□ H.?						
81	□ H.A						
82	□ H.A						
83	□ H.A						
84	□ H.A						
85	□ H.A						
86	□ H.A						
87	□ H.A						
88	□ H.A						
89	□ *H.A						
90	□ *H.A						
91	□ *H.A						
92	□ H.A						
93	□ H.A	□					
94	□ H.A	□					

U.S.n. = Standort n. Cond.= Leitfähigkeit (µS/cm)

M □ = Molluskenanwesenheit, wobei: H - HYDROBIIDAE; A - AMPULLARIIDAE

(*Streckenweise)

Tab. 4.1.a - Vorkommen von AMPULLARIIDAE und HYDROBIIDAE in Rio Grande do Sul, Brasilien (Sto. 1 bis 94), sowie die Salz - konzentrationen.

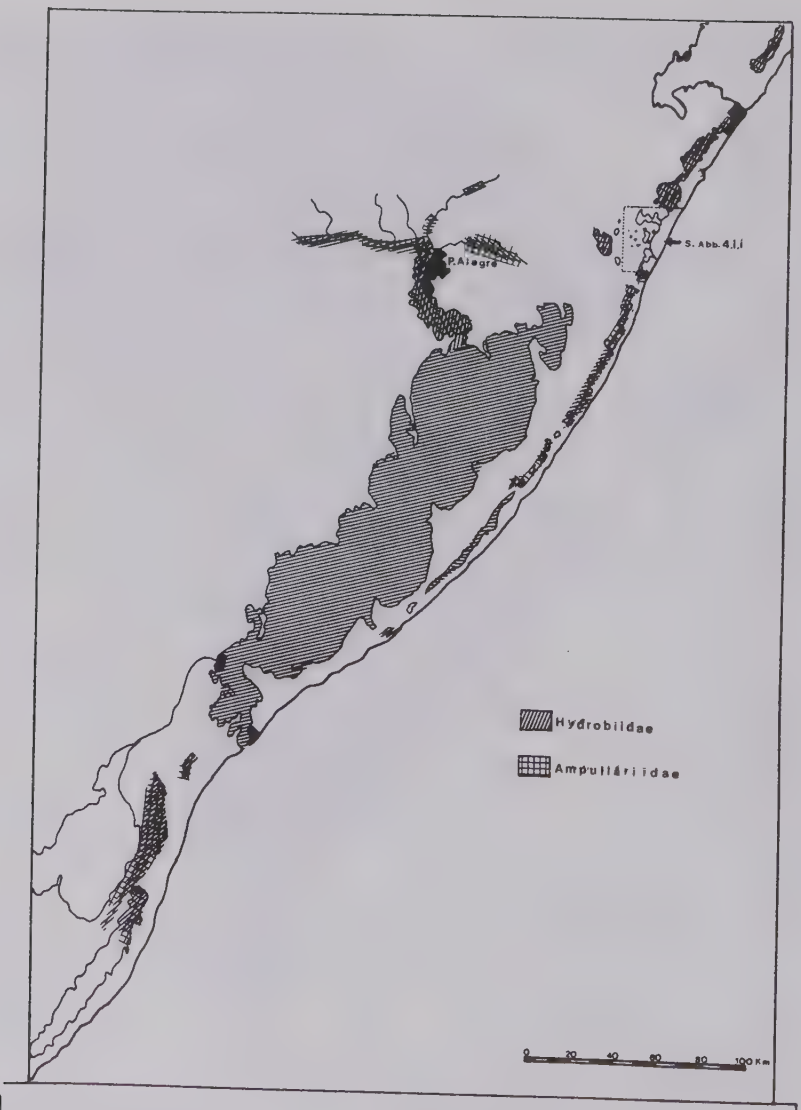


Abb. 4.1.h - Verbreitung von AMPULLARIIDAE und HYDROBIIDAE in Rio Grande do Sul (Sto. 1 bis 94).

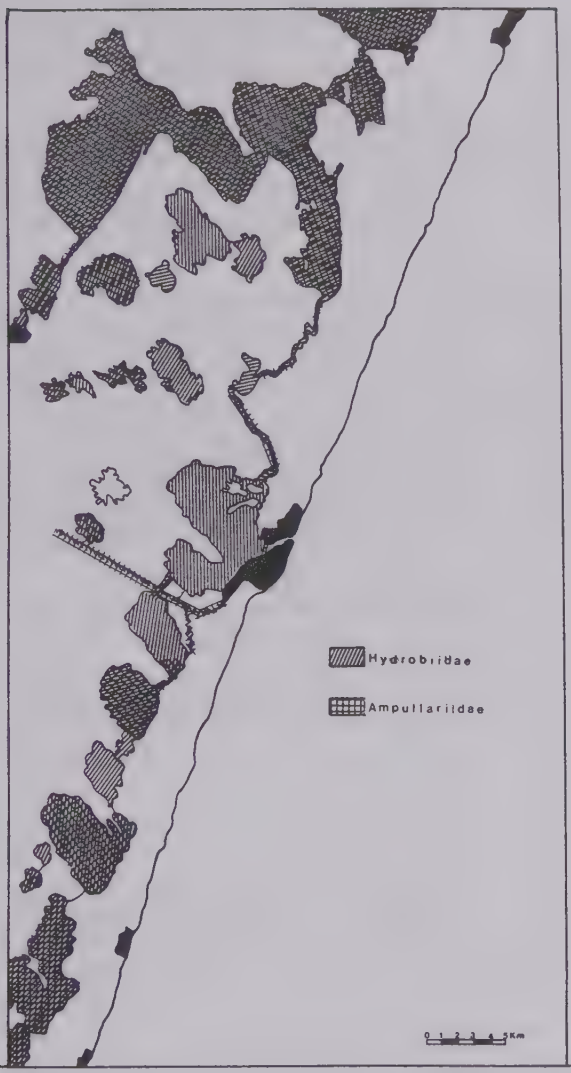


Abb. 4.1.1 - Verbreitung von AMPULLARIIDAE und HYDROBIIDAE in Rio Grande do Sul (Sto. 26 bis 81, sowie Sto. 87 und 94).

4.2 - BIOINDIKATION UND UMWELTFAKTOREN

4.2.1 - Toxikologie und Anwendung von Verhaltensänderungen

Die Biologie der belasteten Gewässer ist ein Teil der Umweltbiologie des Menschen, dem dominierenden Organismus des Systems. Wenn der Mensch in diesem System erfolgreich sein will, muß er kontinuierlich das Zusammenwirken aller Faktoren überprüfen.

Eine Methode, die Umwelteinflüsse auf Organismen zu untersuchen, stellt das biologische Monitoring dar, da:
- Viele chemische Substanzen auch in geringen Mengen unterhalb ihrer Nachweisgrenze auf Organismen einwirken.
- Umweltveränderungen auch durch das Zusammenwirken von vielen verschiedenen Faktoren bedingt werden können , die nicht getrennt nachweisbar sind. Eine Möglichkeit die Wirkung eines einzelnen Faktors auf einen Organismus zu erfassen,ist die Untersuchung im Labor.
- bestimmte Parameter im Wasser, wie Härte, Sauerstoff , Temperatur, etc. die Toxizität stark beeinflussen können.

Das Zusammenspiel der oben genannten Parameter ,toxischer Substanzen und der anwesenden Organismen, läßt eine Bewertung der Gefahr einer bestimmte Konzentration auf eine bestimmte Art zu. Die Kenntnis einer einzelnen chemischen Substanz reicht nicht aus, um die Umweltqualität zu bewerten.

Die Essenz des biologischen Monitoring ist, daß man nicht Gesundheit und Qualität von natürlichen Systemen schützen kann, ohne direkte Informationen über diese Systeme und der in ihnen lebenden Organismen zu haben. (WEBER 1973 ; MILLER 1980; CAIRNS 1981).

BAKER 1976, definiert "biologisches Monitoring" als Verwendung von Lebewesen zur Erfassung des Auftretens , der Intensität, Änderung und Wirkung von chemischen , physikalischen und biotischen Faktoren in der Umwelt.

Dabei ist es notwendig, sich VOR Beginn der Unter - suchung das Ziel zu setzen, welches man erreichen möchte. Es sollte von vorne herein feststehen , was man für schützenswert hält: Bestimmte Arten aus ökonomischem Wert zu erhalten, allgemeiner Schutz der Biota , Artenschutz aus wissenschaftlichem Interesse. Wenn möglich, sollten die Untersuchungen des subletalen Niveaus mit einem Minimum an Kosten gemacht werden, um genügend Daten für geeignete Wasserqualitätskriterien zu erhalten.

Dafür gibt es viele mögliche Ziele, Bewertungsansätze und geeignete Organismen. In den letzten Jahren wurden in zu- nehmendem Maße auch chronische/subletale Kriterien mit - berücksichtigt. Von diesen sind jene hervorzuheben , die sich mit physiologischen Verhaltensänderungen befassen. Außerdem wurden neue Methoden zur Verwendung von Mikro - organismen und ihre Reaktion auf toxische Substanzen entwickelt (Luminescensbakterien, Ames-Test, etc.) .

Ergebnisse biologischer Untersuchungen bringen Informa - tionen über den allgemeinen Zustand der Umwelt und erlauben darüber hinaus auch Rückschlüsse auf mögliche Evolutionstendenzen , vorausgesetzt die Umweltchemikalien konnten identifiziert werden.

Für WILSON 1980, soll das biologische Monitoring folgende Fragen klären:
- Wo ist die Veränderung ?
- Welches ist die Veränderungsrichtung und größe?
- Was ist der Grund für die Veränderung ?
- Welche Bedeutung hat die Veränderung ?

Bis heute sind biologische Untersuchungen stark abhängig von geschichtlichen Beobachtungen unter natürlichen Bedingungen. Dies ist aber unzureichend, da:
- die beste Nutzungsmethode eher eine Vorsorge als eine Regenerierung der aufgetretenen Schäden erfordert.
- die direkte Beobachtung eines Belastungsfaktors in einem Gebiet nicht immer analog auf ein anderes Gebiet über - tragen werden kann.

Nur organisiertes Biomonitoring kann geeignete Daten für eine zukünftige praktische Anwendung liefern. Die wichtigsten Aspekte bei biologischen Untersuchungen zur Umweltverschmutzung sind: Vorsorgemaßnahmen und notwendige Ausgleichsmaßnahmen.

Die anfallenden Arbeiten erfordern geeignete Experten, die in der Lage sind, aus den durchgeführten Biotests die richtigen Schlußfolgerungen zu ziehen.

Ein anderer wichtiger Aspekt des biologischen Monitoring ist die Verwendung aquatischer Organismen, die eine "Warnfunktion" als Anzeiger von Schadstoffen in Gewässern ausüben. Allerdings ist es notwendig, Methoden zu entwickeln um "Falschenalarm", wie bspw. O_2-Gehalt- oder pH-Wert-Schwankungen, zu verhindern, da sie den wahren Einfluß der Schadstoffe verbergen. Man sollte Organismen verwenden, die für das Untersuchungsgebiet typisch sind. Wichtigster Aspekt für ein Monitoring ist die Wahl geeigneter Organismen sowie die Kenntnis physiologischer und ethologischer Reaktionen. (SALT 1969; CAIRNS u. SCHALIE 1980; LLOYD 1980; STEBBING 1980).

Nach BLANCK et al. 1978, sind bei der Wahl von Organismen für Biotests fälschlicherweise praktische Aspekte oft wichtiger als die entscheidende reale Eignung. Größe, Abundanz, Reaktionen sowie die Toleranz unter Laborbedingungen sind von größerer Bedeutung.

Nach WARNER 1967, dürfen Untersuchungen bei denen der Tod der Testorganismen das Endergebnis darstellt oder eine Imobilisierung eintritt, nicht als biologisches Maß in dem gleichen Sinne wie andere Biotests gebraucht werden. Der Tod ist definiert als "das Aufhören von biologischen Aktivitäten." Ist diese Stufe erreicht, so liegen keinerlei Informationen über das vorangegangene subletale Niveau vor. Es gibt keine Testmethode, die für sich alleine vollständige Informationen über die durch chemische Substanzen erfolgte Einwirkung in die Umwelt gibt. So zeigen verschiedene Biotestsmethoden separate

Auswirkungen wie z.B.: Akute Reaktionen, Verhaltens - änderungen, physiologische-, biochemische-, ökologische-, embryologische-, histologische-, Regenerations- und Wachstumsveränderungen.

In gewisser Weise verschmutzen alle Organismen ihre Umwelt, durch die Exkretion ihrer Metaboliten. Allerdings treten die meisten Organismen in nicht so großer Individuenzahl auf, als daß ihre Existenz durch die eigenen Metaboliten gefährdet wäre. Der größte Teil der Populationen ist gut angepaßt um unter bestimmten Umweltbedingungen zu existieren, sich fortzupflanzen und sich weiter zu ent - wickeln.

Aquatische Organismen haben im Laufe ihrer geschichtlichen Entwicklung Mechanismen zur Anpassung an die Umwelt aus - gebildet. Für ein "man-made system" trifft dies nicht unbedingt zu. Durch den Verlust der Anpassungsfähigkeit kann es zu einer Schädigung der Lebensfunktionen des Individuums kommen, wodurch schließlich das ganze System beeinflusst werden kann. Auf diese Weise können biochemische, physiologische und morphologische Änderungen in den Organismen direkt zum Tode führen,oder aber zumindest ihre biologische Chance zu überleben,oder sich fortzupflanzen stark verringern. Andere Mechanismen lassen eine größere Anpassungsfähigkeit in neuen Gebieten entstehen. Deshalb ist es notwendig , eine Unterscheidung zwischen solchen Mechanismen vorzunehmen, die zur Reduktion der Überlebensfähigkeit führen und solchen, die eine Anpassung bewirken. (WARREN u. DOUDOROFF 1971; NRIAGU 1983). Das bedeutet , daß es für jeden Organismus bestimmte Umweltbedingungen gibt, in denen er überleben kann.

Man muß hervorheben, daß nur selten eine einzelne Substanz auf den Organismus wirkt, sondern daß das Zusammenwirken mehrerer Substanzen von Bedeutung ist (Antagonismus,Synergismus).

Von großer biologischerBedeutung ist es zu wissen , wie erfolgreich die gesamte Population ist und nicht nur ein einzelnes Individuum. Da Überleben, Wachstum, Fort -

pflanzung und Mobilität der Individuen die Verbreitung und Individuenzahl der Populationen bestimmen, sind die Kenntnisse der Autökologie sehr wichtig.

Das Biomonitoring ist ein bedeutsames Instrument , welches genaue Daten der Umweltverschmutzung aufzeigt, die mit dem konventionellen physikalisch-chemischen Monitoring nicht nachweisbar sind. Allerdings gibt es auch mehrere Ein - schränkungen bei der Verwendung des biologischen Monitorings. (CAIRNS u. DICKSON 1973; BAKER 1976; PHILLIPS 1977; HAWCKES 1979; PRICE 1979; TITIZER u. KOTHE 1979; WOOD 1979; OLLA 1980; BICK 1982).

Ein Vergleich der Belastung (z.B. durch Schwermetalle) verschiedener Gebiete ist theoretisch möglich , durch Wasser und Sedimentanalysen sowie biologische Analysen der dort vorkommenden Organismen. Wasseranalysen sind aus dem folgenden Grunde sehr teuer und aufwendig: Mehrere Ab - sammlungen sind nötig, um die im zeitlichen Ablauf auf - tretenden Schwankungen,wie z.B. Strömungen u.a. Einflüsse zu eliminieren. Die Verwendung von Sedimenten zur Analyse ist sehr fehlerhaft aufgrund der lokalen Unterschiede in den Sedimentationsraten, dem Inhalt an organischen Bestand teilen, sowie der Schwebstoffmenge , die sich absetzt. Da neben bringen Sedimentanalysen nur wenige direkte Informationen über den Gehalt an chemischen Substanzen , die in das Ökosystem durch Biomasse eingetragen werden . Die Verwendung biologischer Faktoren erscheint am ge - eignestesten zu sein , da die Testorganismen nicht nur verschiedene Substanzen akkumulieren, sondern auch deren Analyse leichter und billiger ist. Sie sind Anzeiger zeit licher Umweltveränderungen des jeweiligen Gebietes . Allerdings zeigt ihre Verwendung neue Aspekte auf , die bei den chemisch-physikalischen Analysen des Wassers nicht auftreten können, die man aber betrachten muß. Ver - schiedene Organismen zeigen unterschiedliche Informationen über den chemischen Substanzgehalt des Ökosystems auf . Trotz der in den letzen Jahren stattgefundenen Schwer - metalluntersuchungen mit biologischen Analysen bestehen noch heute große Probleme bezüglich der

Methoden (Besammlung der Organismen, Analysen, etc.). Dies hat zur Folge, daß bei einem Vergleich zwischen - ver - schiedenen Instituten große Unterschiede in den Analysen - ergebnissen auftreten.

Wenn man ein Tier als "Ganzes" untersucht, ist es möglich, sein Verhalten als Instrument zum Bewerten seiner Reaktionen zu verwenden. Das bedeutet, daß die Antwort eines Individuums auf seine Umweltbedingungen auf einem erweiter ten Niveau die Verbreitung und Anzahl seiner Population bestimmt. Um also die Wirkung eines Umweltfaktor auf eine Population kennenzulernen, ist es notwendig die Reaktionen des Individuums auf ihn zu kennen. Auch wenn man schon zahlreiche Daten über Geburt, Wachstum, Tod und Lebens- weise von Organismen in der Natur hat, kann man nicht genau wissen,welches die wichtigsten Parameter sind , um eine bestimmte Reaktion hervorzurufen. In diesem Fall muß man wieder zu Laboruntersuchungen zurückkehren.

WARREN u. DOUDOROFF 1971, definierten Verhalten als " das Maß der Reaktionen, das ein Individuum gegenüber Umwelt - faktoren zeigt und die es über seine Sinnesorgane wahr - nimmt." Bevor die Resistenz von Organismen auf bestimmte Faktoren beobachtet werden kann, sowie der Einwirkung dieser auf den untersuchten Organismus, müssen genaue Informationen über das Individuum vorliegen.

Subletale Wirkungen bei Fischen sind seit mehreren Jahr - zehnten bekannt. CRANDAL u. GOODNIGHT 1963 , untersuchten subletale Reaktionen in Lebistes reticulatus. Sie konnten dabei feststellen, daß nach einigen Tagen unter subletalen Konzentrationen histologische Veränderungen auftraten.Die Tiere verfielen in eine Bewegungsstarre, die auf eine un - zureichende Nahrungsverwertung zurückgeführt werden konnte. Möglicherweise waren die Fische nicht mehr in der Lage die aufgenommene Nahrung genügend auszunutzen. Die Einwirkungen,die bei diesen Fischen beobachtet werden konnten, sind denen ähnlich, die man schon früher bei Säugern unter Streßsituationen festgestellt hat.

Zu den größten Nachteilen bei der Anwendung von Verhaltens

untersuchungen gehört die Festlegung von Schwellenwerten , die viele subjektive Entscheidungen erfordern. Für einen erfahrenen Beobachter ist es jedoch möglich die unterschiedlichen Reaktionen der untersuchten Organismen zu erkennen und abzustufen. CAIRNS et al. 1978, betonen, daß die Wirkung einer bestimmten Konzentration im Labor nicht unbedingt dieselbe wie im Freiland sein muß (und umgekehrt).

Einige Tests haben den Tod als Endergebnis und werden zur Vorhersage von Schädigungen der Umwelt herangezogen. Oft vernachlässigt man zwei wichtige Aspekte des Verhaltens von Organismen, die die Wirkung der Schadstoffe beeinflussen:
- die Änderung des Verhaltens als Antwort auf eine subletale Dosis des Schadstoffes kann eine Schädigung nach langer Zeit aufzeigen.
- der natürliche Rhytmus von Organismen kann die Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen stark beeinflussen.

Bei Untersuchungen mit Balanus balanoides, Patella vulgata, Nereis diversicolor und Littorina saxatilis mit subletalen Konzentrationen von Raffinerieabwässern wurde festgestellt, daß die Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen stark vom Aktivitätsrhytmus beeinflusst werden kann. Diese Tatsache muß beim Vergleich mehrerer Untersuchungen berücksichtigt werden. (RAVERA 1979).

Variationen bzgl. des Verhaltens stellen einen guten Indikator dar, weil sie schon bei geringeren Konzentrationen auftreten. Ihre Quantifizierung ist schwer, sie ist jedoch möglich,wenn die normalen Reaktionen der Organismen bekannt sind. So ist z.B., "Wahrnehmung" und "Avoidance" bei ungünstigen Bedingungen eine der schnellsten Reaktionen,die sich leicht feststellen lassen. Diese Art von Untersuchungen wurden schon bei mehreren Taxa durchgeführt. Eine andere Möglichkeit der Verhaltensquantifizierung ist die Verwendung einer Reaktionsskala wie sie für Ampullaria canaliculata in der vorliegenden Arbeit entwickelt wurde.Die Mechanismen, die bei einer akuten Exposition zum Tode führen, müssen nicht unbedingt mit denen identisch sein ,

die von einer Verringerung der Überlebensfähigkeit unter chronischen Bedingungen resultieren.

Nach EIFAC 1978, existiert für jede Substanz ein essentielles Niveau, und ihr Mangel führt zu einer "unternormalen" Reaktion. (s. Abb. 4.2.1.a). Mit der

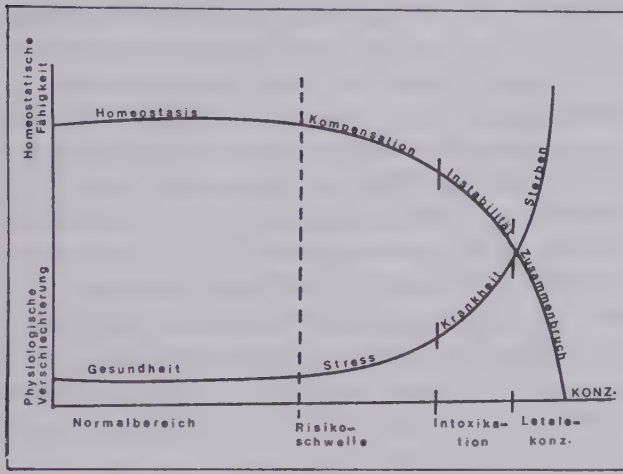


Abb. 4.2.1.a - Diagramm der Wirkungen zunehmender Konzentrationen einer Substanz auf den physiologischen Zustand eines Organismus.

(In EIFAC, 1978)

Erhöhung der Dosis wird schließlich ein Gleichgewicht erreicht (Homeostasis), in dem der Organismus (das System) in der Lage ist, die akkumulierten Metaboliten auszuscheiden, und zwar bei gleicher Akkumulations- und Eliminationsrate. Wenn allerdings die Assimilation die Elimination übersteigt, kommt es zu einer Störung der biochemischen Funktionen des Systems, wobei ein größerer Aufwand zu einer Erhaltung erforderlich ist; die Anpassung an die neue Situation führt zu einem höheren Energieverbrauch. Es muß dabei nicht unbedingt zu einem Zusammenbruch des Systems kommen (die negativen Wirkungen können reversibel sein): Es handelt sich um eine kompensatorische Phase. Während dieser Stufe der nicht-selektiven Wirkungen (wie z.B. Modifikation der Aktivität, oder enzymatischer Änderungen) wird die Exposition gegenüber negativen Einflüssen intensiviert; dies führt zur Schwächung des Organismus und kann seinen Tod bedeuten. Es ist notwendig, das Niveau, in dem die Zerstörung stattgefunden hat, zu beachten, da der Tod einer Zelle nicht immer der Zerstörung

des gesamten Individuums/Systems entspricht. Eines der Ziele von biologischen Monitoring ist die Erfassung des Niveaus, in dem die negativen Einflüsse der Schadstoffe auf die Umwelt wirksam werden.

Bei den Untersuchungen mit A. canaliculata wurde z.B. beobachtet, daß niedrige Konzentrationen keine negativen Wirkungen auf die Organismen ausübten (Reaktionen 1 + 2 + 3). Ab einer bestimmten Menge, die als "Risikoschwelle " bezeichnet werden kann, zeigten die Individuen eine Änderung in ihrem Verhalten (Reaktion 4) aufgrund der Einwirkung eines Streßfaktors, was zur Schwächung des Individuums führte. Dies muß allerdings nicht unbedingt zum Tode führen, da die Schnecken sobald sie wieder in eine günstigere Umgebung kamen, sich wieder erholen konnten. Erhöht sich jedoch die Konzentration weiter bzw. besteht die Einwirkungsdauer über längere Zeit, so kann dies zum Auftreten von letaler oder fast-letaler Bedingungen führen, von denen sich die exponierten Organismen nicht mehr erholen können. (Reaktionen 5 + 6 + 7).

Bis heute werden akute Biotests am häufigsten verwendet ; allerdings ist es notwendig mehrere Untersuchungen auf subletalem Niveau durchzuführen. Verhaltens- und physiologische Untersuchungen sind geeignete Methoden, besonders weil sie Unterstützung geben bei der Entwicklung von Umweltqualitätskriterien, die oftmals häufig angewendet werden.

Da nicht immer genügend technologische und finanzielle Mittel zur Durchführung komplexer Untersuchungen zur Verfügung stehen, wurde hier eine Methode entwickelt , die Verhaltensänderungen bei A. canaliculata beobachtet; dabei können schädliche und nicht schädliche Konzentrationen ermittelt werden.

Sehr viele Arten von Biotests mit Subletalenreaktionen von Fischen sind in den letzen Jahren entwickelt worden, wie z.B., "avoidance" (Vermeidensreaktionen), Schwimmweise , etc. Auch mit anderen Tiergruppen sind einige Verhaltenstests entwickelt worden, die in Wirklichkeit mehr Aufmerksamkeit verdienen, weil sie bestimmte Mechanismen ein

schließen. Trotz ihrer Bedeutung bei der Erklärung eventueller Streßfaktoren sind Verhaltensuntersuchungen bis heute stark vernachlässigt worden.

Durch die Verwendung von Verhaltensuntersuchungen zur Voraussage der Auswirkungen von Schadstoffen in Ökosystemen lassen sich nach LOCKWODD 1979 und KITTREDGE 1980 mehrere Niveaus unterscheiden:
- Nachweis des Schadstoffes im System.
- Änderung des Verhaltens bzgl. der Nahrungsaufnahme.
- Entwicklung eines Verteigungsmechanismus durch Anpassung.
- Abweichung vom normalen Verhalten.

Es lassen sich vielleicht nicht alle Stufen deutlich unterscheiden, trotzdem muß man annehmen, daß sie existieren. Sie konnten ganz deutlich beobachtet werden bei den Untersuchungen mit A. canaliculata.

Jeder Organismus besitzt eine bestimmte Toleranz, um in einer charakteristischen Umwelt zu überleben und kann für eine kurze Zeit subletale Bedingungen ertragen. Wenn er sie über eine längerer Zeitspanne erträgt, sind die Bedingungen nicht letal. Jedes Individuum zeigt eine eigene Art von Schutzreaktionen gegenüber schädigenden Umwelteinflüssen. Es existieren keine zwei Individuen mit der gleichen Toleranz, obwohl manchmal sehr enge Korrelation bestehen. Bei der Bewertung der Toleranz müssen Aspekte wie Zeit und Konzentrationsbereich einer bestimmter Substanz,in der die Individuen überleben,betrachtet werden. Die Toleranzzone ist von dem "Incipient lethal level" durch eine Resistenzzone getrennt. (s. Kap. 4.2.3) . In dieser Resistenzzone kann ein Organismus einerseits aufgrund ungünstiger Umweltfaktoren sterben, anderseits aber auch weiter leben unter Bedingungen, die nahe an den "incipient lethal level"grenzen .

Die Reaktionen eines Individuums (in der Toxikologie) müssen von jenen einer Gesellschaft (im Sinne von Ökologen und Epidemiologen) unterschieden werden. Andere als "normale" Reaktionen können verschiedene Ursachen haben. Manchmal kann man Reaktionen nicht beobachten, weil sie

unterhalb der Nachweisgrenze liegen, oder weil das Ausmaß der Reaktionen durch ein "anormales" Verhalten des Individuums beeinflußt wird. Außerdem ist es notwendig hervorzuheben , daß genetische Modifikationen vorkommen können, die möglicherweise zur Bildung resistenter Gruppen gegenüber bestimmten Faktoren führen.

Bei den Ergebnissen der Tests mit akuter Toxizität lassen sich sehr große Variationen in den Werten feststellen , was auf die unterschiedliche Empfindlichkeit der verwendeten Organismen zurückzuführen ist. So hat z.B., Notonecta sp (Wasserwanze) für TFM (3-trifluormethyl-4-nitrophenol) einen LC_{50}-Wert von 555 mg/l, während er bei Esox lucius (Fisch) nur 0,95 mg/l beträgt. Bei anderen Organismen läßt sich manchmal kein Unterschied feststellen. Für die Festlegung von Grenzwerten durch einen Faktor ist es wichtig, die inter- und intraspezifischen Beziehungen zu berücksichtigen.

Man bemüht sich heute, standardisierte Methoden für die Bestimmung der akuten Toxizität für aquatische Organismen zu entwickeln. Das Ziel ist das Herausfinden ("Screening") von Methoden,die es erlauben, den Einfluß chemischer Substanzen besser zu bewerten und industrielle Abwässer zu überwachen.

HAMBURGER 1983, machte eine Erhebung der standardisierten Methoden, die im Augenblick existieren. Für die internationale Anwendung von standardisierten Methoden bestehen große Schwierigkeiten, weil jedes Land versucht , seine eigenen Methoden zu entwickeln und Hindernisse für andere schafft.

Bei den bis heute verwendeten Biotests mit Invertebraten stellt Daphnia spp den am meisten untersuchten Organismus dar. Nach BLANCK et al.1978, wurden von 7500 untersuchten chemischen Substanzen 5500 mit Daphnia getestet . Die Untersuchungen wurden durchgeführt,um einen Wert (Faktor) zum Schutze aquatischer Systeme zu ermitteln. Die Ermittlung der LC_{50}-Wert ist für zahlreiche Arten die am häufigsten verwendete Methode, um die akute Toxizität

bestimmter Umweltfaktoren (z.B. pH, Temperatur, O_2-Gehalt, Salinität, chemische Substanzen, etc.) sowie den Einfluß biologische Faktoren (Toleranz sazonaler Schwankungen , Ernährungszustand , Entwicklungsstadium) zu bestimmen.

Als Bioindikator für die Qualität der Umwelt zeigt sich auch A. canaliculata geeignet. Verhaltensänderungen lassen sich an der Art leicht beobachten. Es gibt mehrere Methoden, um das Verhalten von Gastropoden zu beobachten; hier wurde die Reaktion gegenüber einem Stich in den Fuß - muskel gewählt, da diese Reaktion schnell beobachtet werden kann und gleichzeitig Aussagen über die Verteidigungs - fähigkeit des Organimus gemacht werden können.

Die Toxikologie stellt eine Wissenschaft dar , die eng mit anderen naturwissenschaftlichen Disziplinen wie Medizin , Biologie, Pharmakologie, Biochemie und Chemie verbunden ist. Daher ist sie in hohem Maße von den neuesten Ent - wicklungen in diesen Disziplinen abhängig.

In der Toxikologie unterscheidet man die Begriffe "akut " und "chronisch", wobei hier fast immer nur die Zeitdauer der Einwirkung und nicht die Art der Schädigung als Kriterium verwendet wird. Das hat zur Folge, daß "akute " Toxizität als Synonym den LC_{50}-Wert (LD_{50}-) gebraucht wird, ohne zu berücksichtigen, daß bereits schon vor Eintritt des Todes eine irreversible Schädigung der Testorganismen auftreten kann. Unter Toxizität versteht man die Fähigkeit einer Substanz, einen Schaden zu verursachen. Die Gefähr- lichkeit einer Substanz besteht in ihrer Fähigkeit, unter bestimmten Bedingungen Schäden hervorzurufen; das bedeutet, daß man allein aus dem Vorkommen einer Substanz noch keine Rückschlüsse auf ihre Toxizität ziehen kann.

Das grundlegende Prinzip in der Toxikologe ist eine Dosis Effekt-Beziehung, die eine Änderung der Qualität der beobachteten Wirkungen verursacht, abhängig von der Ein - wirkung bestimmter Chemikalien. Ist die Wirkung nicht quantifiziert, sondern nur beobachtet (existent oder nicht), so bezeichnet man dies als "eine Dosis-Effekt - Beziehung für einen Prozentanteil x der Population, der

auf die Wirkung einer bestimmten Substanz reagiert." (FRI BERG et al. 1979)

Es ist bekannt, daß lebende Systeme (Individuum, Population, Ökosystem), natürliche und anthropogene toxische Substanzen aufnehmen, akkumulieren und konzentrieren können . In einem aquatischen System sind die Organismen direkt exponiert in einer wirksamen Lösung (Wasser) und indirekt durch die Nahrungskette oder andere biologische, physikalische und chemische Faktoren, die einzeln oder zusammen wirken können. Substanzen mit einem toxischen Ausgangsniveau können, wenn sie nicht sofort toxisch wirken, sich in der Biota oder im Sediment anreichern und erreichen somit ein letales oder subletales Niveau für die Organismen selbst oder deren Konsumenten. (TRAIN, 1979).

Ein Punkt der besonders beachtet werden muß, ist, daß in demselben System dieselben Substanzen in Abhängigkeit von physikalischen und klimatischen Faktoren unterschiedlich wirken, was zu "Schwankungen" führt, die bis zu einem gewissen Punkt als natürlich gelten können.

BAYNE 1980, definiert "Streß" als: eine Modifikation der physiologischen Prozesse, die die Lebensweise ändern , und die Fähigkeit zu überleben verringern.

Es gibt Parameter, die für sich gesehen schon einen Streßfaktor darstellen, wie z.B. Sauerstoffmangel in einen bestimmten Gebiet. Sterben einige Individuen, so erhöht sich dadurch der O_2-Gehalt für die überlebenden Organismen. Es ist wichtig den realen Stressor für eine ganze Population oder nur einzelne Individuen zu bestimmen. Auf Individual-Niveau erfolgt eine Serie physiologischer Kompensations-Reaktionen als Antwort auf die einwirkenden Streßfaktoren (auf menschlichem Niveau wird dies als "Anpassungssyndrom" bezeichnet). Es lassen sich drei Niveaus unterscheiden:

- eine "Alarmreaktion" wobei vermehrt "Streßhormone" freigesetzt werden; auf diese folgt eine Serie physiologischer Anpassungsreaktionen.

- ein Widerstandstadium, wenn die Kompensation erfolg - reich ist.
- ein "Erschöpfungstadium" bei Versagen der Kompensations mechanismen, wenn der Streßfaktor zu stark war , zu lange Zeit verging oder die biologische Toleranzgrenze über - schritten wurde.

Diese drei Niveaus konnten bei den Untersuchungen mit A . canaliculata deutliche unterschieden werden. (s. Abb . 4.2.1.b bis 4.2.1.o + Tab.), wobei eine stufenweise Reduktion der Lebensqualität der untersuchten Individuen festzustellen war. Die Reaktionen von einem Parameter zum anderen sind sehr unterschiedlich; trotzdem lassen sich die Variationen als "normal" (WHO 1978) einstufen , da alle Organismen von gleicher Herkunft waren, sich im gleichen Entwicklungsstadium befanden und gleich behandelt bzgl. akklimatisiert wurden.

Ein Faktor,der den Erfolg von Organismen beeinflußt, ist seine homeostatische Fähigkeit. Diese ist von der Physiologie und dem Verhalten abhängig und stellt somit die Reaktionen von Organismen auf die Umweltmodifikationen dar. Diese können durch Laboruntersuchungen nachgewiesen werden.

WATENPOUGH u. BEITINGER 1985, konnten bei Untersuchungen mit Pimephales promelas aufzeigen, daß die Bestimmung von der Verhaltensmustemvon Organismen gegenüber Umwelt - chemikalien wichtig ist, um Informationen über die Folgewirkungen solcher Stoffe und die wirtschaftliche Nutzung dieser Organismen zu erhalten, weil Verhaltensänderungen, die aus der Exposition gegenüber toxischen Substanzen resultieren, die individuelle "Fitness" beeinflussen können oder die Wahl von Habitaten und somit die Struktur der Populationen und Ökosysteme verändern können.

WARREN 1981, hebt hervor, daß die chronische Toxizität nicht die wichtigste Ursache der Mortalität in natürlichen Systemen darstellt, jedoch zu einer indirekten Beein - trächtigung der Vitalität führt und zu einer Überempfindlichkeit gegenüber anderen schädlichen Faktoren, bevor der direkte Einfluß der vorherigen chemischen Substanzen zum Tode führt.

C A D M I U M

Std. Exp. / Konz. µg/l	0,0	310	610	1220	1830	2440	3660
0.0	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;
12.00	1:96;2:4;	1:55;2:40; 3:5;	1:16;2:44; 3:24;4:8; 5:8;	1:8;2:20; 3:24;4:20; 5:28;	2:30;3:30; 4:15;5:20; 6:5;	5:40;6:60;	5:60;6:40;
24.00	1:100;	1:60;2:40;	1:12;2:20; 3:48;4:16; 5:4;	2:8;3:24; 4:32;5:28; 6:8;	3:10;4:65; 5:25;	5:60;6:40;	6:100;
36.00	1:88;2:12;	1:25;2:45; 3:30;	1:4;2:16; 3:44;4:16; 5:8;6:12;	2:12;3:8; 4:24;5:44; 6:12;	4:30;5:65; 6:5;	5:40;6:60;	6:100;
48.00	1.96;2:4;	1:20;2:40; 3:40;	1:8;2:12; 3:40;4:20; 6:20;	2:8;3:12; 4:24;5:28; 6:28;	4:15;5:55; 6:30;	6:100;	6:100;
60.00	1:88;2:12;	1:10;2:40; 3:30;4:20;	1:4;2:4; 3:4;4:32; 5:36;6:20;	4:8;5:40; 6:48;7:4;	4:10;5:40; 6:35;7:15;	5:20;6:80;	6:100;
72.00	1:92;2:8;	1:5;2:20; 3:40;4:15; 5:10;6:10;	1:16;3:8; 4:8;5:24; 6:44;	5:16;6:68; 7:16;	5:15;6:60; 7:25;	6:80;7:20;	6:60;7:40;
84.00	1:96;2:4;	2:40;3:25; 4:10;5:15; 6:10;	2:4;3:4; 4:8;5:40; 6:40;7:4;	5:16;6:60; 7:24;	5:5;6:60; 7:35;	6:80;7:20;	6:60;7:40;
96.00	1:100;	2:20;3:30; 4:30;5:5; 6:15;	5:32;6:32; 7:36;	5:12;6:16; 7:72;	6:25;7:75;	7:100;	7:100;

Tab. 4.2.1.8 - Verhaltensänderungen von A. canaliculata bei Einwirkung unterschiedlicher Cd-Konzentrationen in verschiedenen Zeitabschnitten

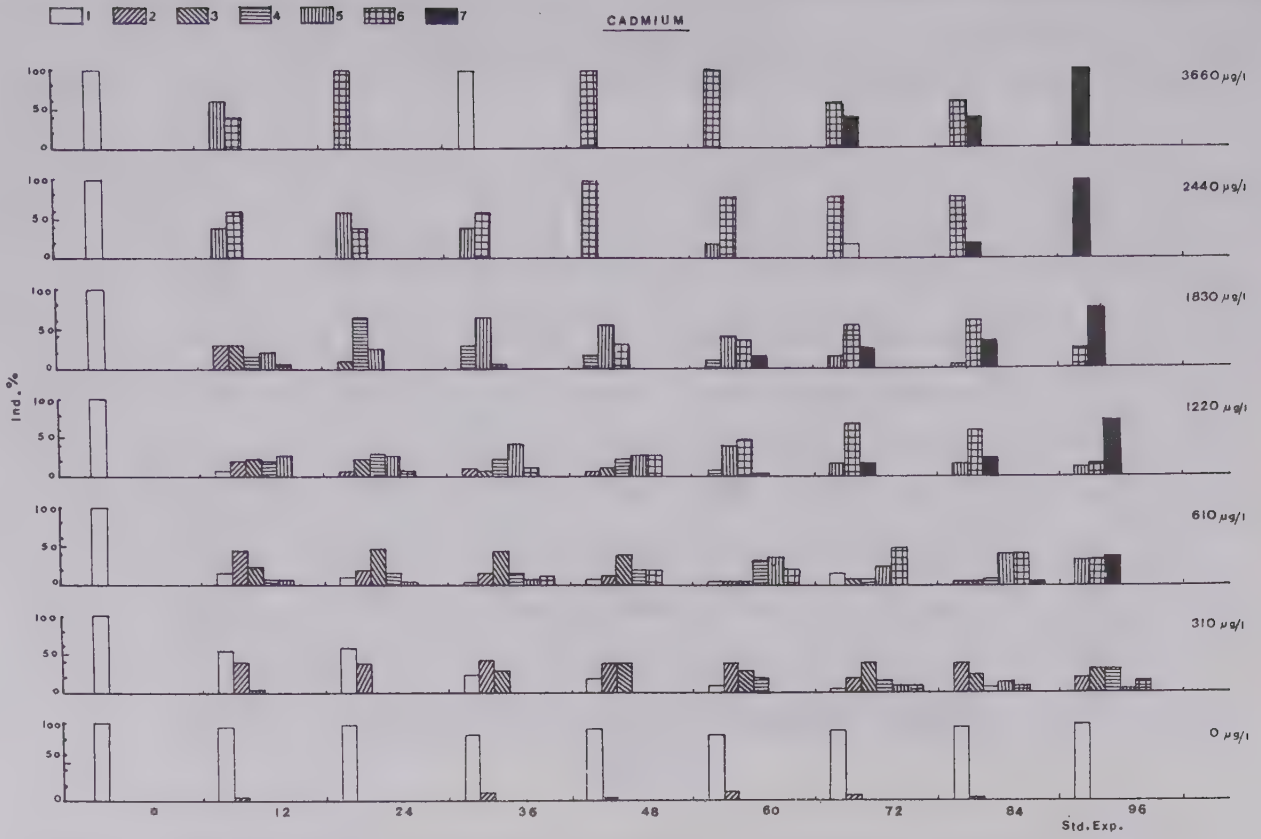


Abb.4.2.1.b- Darstellung des Prozentanteils unterschiedlicher Aktivitätsstufen von A. canaliculata während einer 96 Std. Exposition auf Cadmium.

C A D M I U M

Std. Exp. / Konz. µg/l	0,0	310	610	1220	1830	2440	3660
0.0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0
12.00	100/0	100/0	84/8	52/28	60/25	0/100	0/100
24.00	100/0	100/0	80/4	32/36	10/25	0/100	0/100
36.00	100/0	100/0	64/20	20/56	0/70	0/100	0/100
48.00	100/0	100/0	60/20	20/56	0/85	0/100	0/100
60.00	100/0	80/0	12/56	0/92(4)	0/90(15)	0/100	0/100
72.00	100/0	65/20	24/68	0/100(16)	0/100(25)	0/100(20)	0/100(40)
84.00	100/0	65/25	8/84(4)	0/100(24)	0/100(35)	0/100(20)	0/100(40)
96.00	100/0	50/20	0/100(36)	0/100(72)	0/100(75)	0/100(100)	0/100(100)

Tab.4.2.1.b - Verhaltensänderungen von A. canaliculata in verschiedenen Konzentrationen von CADMIUM; 0/100(36) bedeutet: Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 1+2+3/ Prozenzsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 5+6+7 und letztendlich der Prozent toter Individuen.

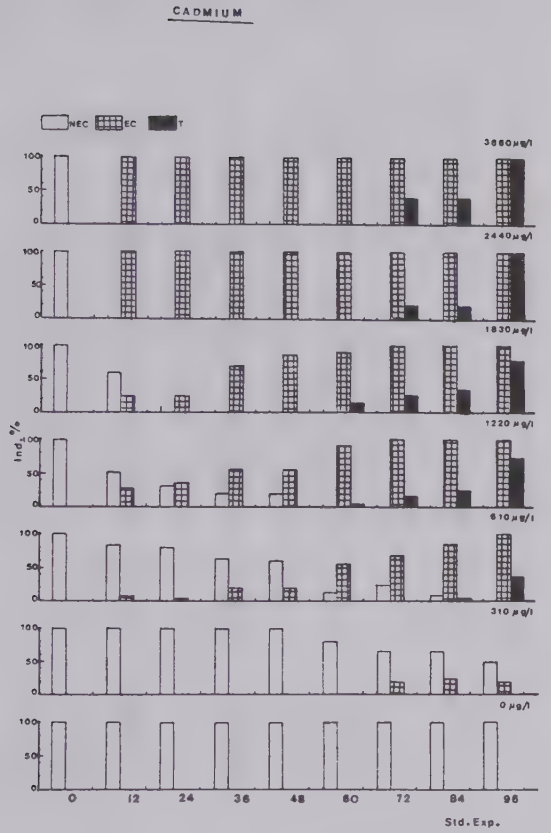


Abb. 4.2.1.c - Prozentanteil von A. canaliculata in CADMIUM exponiert, mit Reaktionsstufe 1 + 2 + 3 (NEC) ; 5 + 6 + 7 (EC) und 7 (T).

K U P F E R

Std.Exp. / Konz.µg/l	0,0	94	235	470	940	1410
0.0	100:1;	100:1;	100:1;	100:1;	100:1;	100:1;
12.00	1:96;2:4;	2:15;3:75;4:10	2:4;3:48;4:36 5:8;6:4;	3:24;4:56;5:16 6:4;	2:4;3:8;4:32 5:48;6:8;	6:100;
24.00	1:100;	1:5;2:45;3:35; 4:15	2:20;3:36;4:24 5:20	3:36;4:36;5:20 6:8;	3:8;4:36;5:28; 6:28	6:80;7:20;
36.00	1:84;2:16	2:20;3:55;4:20; 5:5;	3:56;4:40;5:4;	2:4;3:24;4:40; 5:16;6:12;7:4;	4:40;5:28;6:32	6:80;7:20;
48.00	1:96;2:4;	2:15;3:35;4:35; 5:10;6:5;	3:16;4:44;5:20 6:20;	3:4;4:24;5:40; 6:24;7:8;	2:4;5:36;6:56; 7:4;	6:80;7:20;
60.00	1:92;2:8;	2:5;4:30;5:40; 6:25;	4:20;5:60;6:20	5:24;6:60;7:16;	4:8;5:20;6:56; 7:16;	6:40;7:60;
72.00	1:88;2:12;	2:5;3:5;5:30; 6:55;7:5;	4:16;5:8;6:52; 7:24;	5:4;6:60;7:36;	6:56;7:44;	7:100
84.00	1:92;2:8;	4:10;5:15;6:65; 7:10;	6:48;7:52;	6:52;7:48;	6:36;7:64;	7:100
96.00	1:100;	5:20;6:25;7:55;	5:8;6:20;7:72	6:28;7:72	6:12;7:88;	7:100

Tab.4.2.1.c - Verhaltensänderungen von A. canaliculata bei Einwirkung unterschiedlicher Cu-Konzentrationen in verschiedenen Zeitabschnitten

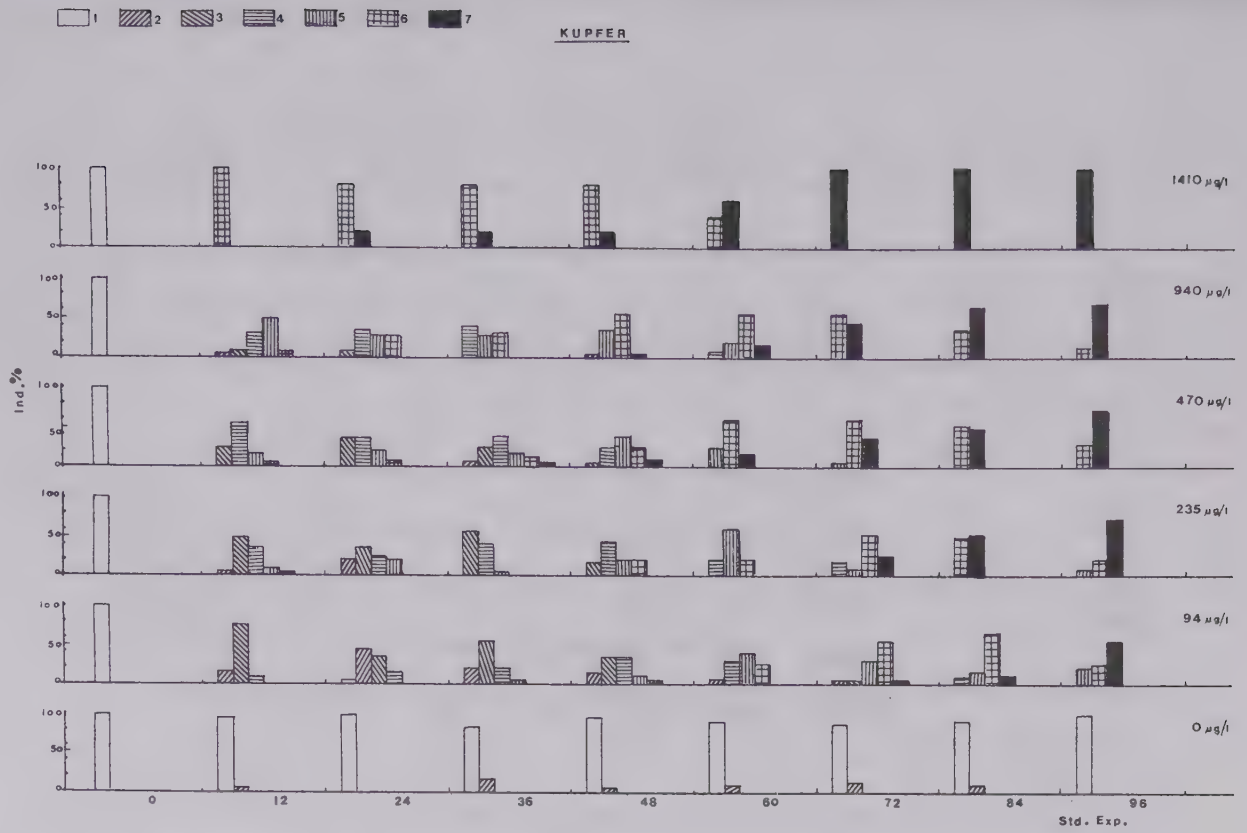


Abb. 4.2.1.d - Darstellung des Prozentanteils unterschiedlicher Aktivitätsstufen von A. canaliculata während einer 96 Std. Exposition auf Kupfer.

KUPFER

Std. Exp. / Konz.µg/l	0,0	94	235	470	940	1410
0.0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0
12.00	100/0	90/0	52/12	24/20	12/56	0/100
24.00	100/0	85/0	56/20	36/28	8/56	0/100(20)
36.00	100/0	75/5	56/4	28/32(4)	0/60	0/100(20)
48.00	100/0	50/15	16/40	4/72(8)	4/96(4)	0/100(20)
60.00	100/0	5/65	0/80	0/100(16)	0/92(16)	0/100(60)
72.00	100/0	10/90(5)	0/84(24)	0/100(36)	0/100(44)	0/100(100)
84.00	100/0	0/90(10)	0/100(52)	0/100(48)	0/100(64)	0/100(100)
96.00	100/0	0/100(55)	0/100(72)	0/100(72)	0/100(88)	0/100(100)

Tab. 4.2.1.d - Verhaltensänderungen von A. canaliculata in verschiedenen Konzentrationen von KUPFER; 10/90(5) bedeutet: Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 1+2+3/ Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 5+6+7 und letztendlich der Prozent toter Individuen.

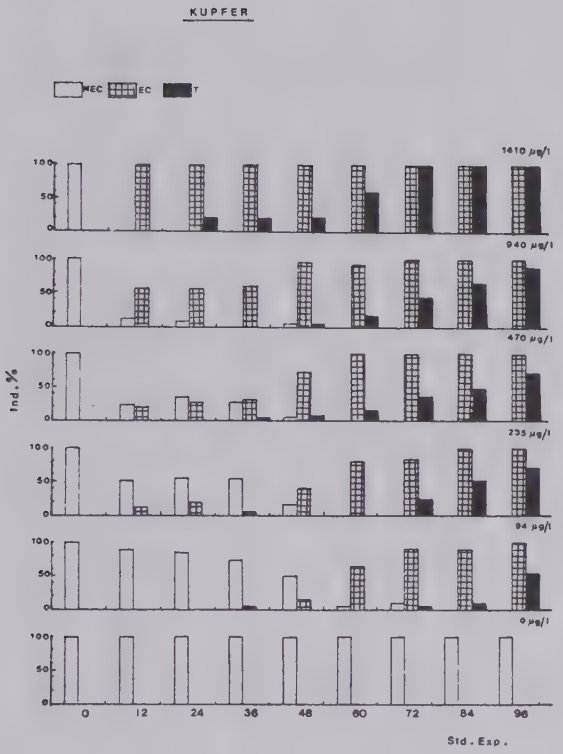


Abb. 4.2.1.e - Prozentanteil von A. canaliculata in KUPFER exponiert , mit Reaktionsstufe 1 + 2 + 3 (NEC) ; 5 + 6 + 7 (EC) und 7 (T).

Std.Exp. / Konz.µg/l	0,0	76	152	230	380
0.0	100:1;	100:1;	100:1;	100:1;	100:1;
12.00	100:1;	1:28;2:68;3:4;	1:20;2:60;3:20;	1:8;2:28;3:52; 4:12;	2:40;3:40;4:20;
24.00	100:1;	1:52;2:48;	1:20;2:56;3:24;	1:12;2:52;3:28; 5:8;	1:4;2:24;3:44; 4:12;5:12;6:4;
36.00	1:92;2:8;	1:48;2:28;3:16 4:8;	1:48;2:28;3:16; 4:8;	1:8;2:36;3:32; 4:12;5:12;	2:8;3:40;4:12; 5:8;6:28;7:4;
48.00	100:1;	1:36;2:28;3:32 4:4;	1:24;2:28;3:44; 4:4;	1:16;2:16;3:44; 4:16;6:8;	1:8;2:12;3:32; 4:8;5:16;6:20; 7:4;
60.00	1:92;2:8;	1:36;2:24;3:8; 4:8;5:16;6:8;	1:8;2:8;3:40; 4:20;5:24;	1:8;2:28;3:40; 4:4;5:4;6:12; 7:4;	4:20;5:36;6:40; 7:4;
72.00	1:88;2:12;	1:24;2:20;3:20 5:28;6:8;	1:16;2:16;3:24; 4:20;5:20;6:4;	2:20;3:44;4:8; 5:8;6:16;7:4;	5:24;6:60;7:16;
84.00	1:88;2:12;	1:28;2:20;3:16; 4:4;5:8;6:24;	1:12;2:4;3:20; 4:32;5:12;6:20;	1:12;2:4;4:28; 5:24;6:24;7:8;	6:64;7:36;
96.00	1:96;2:4;	1:20;2:32;3:8; 4:4;5:20;6:16;	1:8;2:24;4:24; 5:16;6:24;7:4;	1:4;2:8;3:4; 4:12;5:16;6:40; 7:16;	5:8;6:16;7:76;

Tab. 4.2.1.e - Verhaltensänderungen von A. canaliculata bei Einwirkung unterschiedlicher Hg-Konzentrationen in verschiedenen Zeitabschnitten

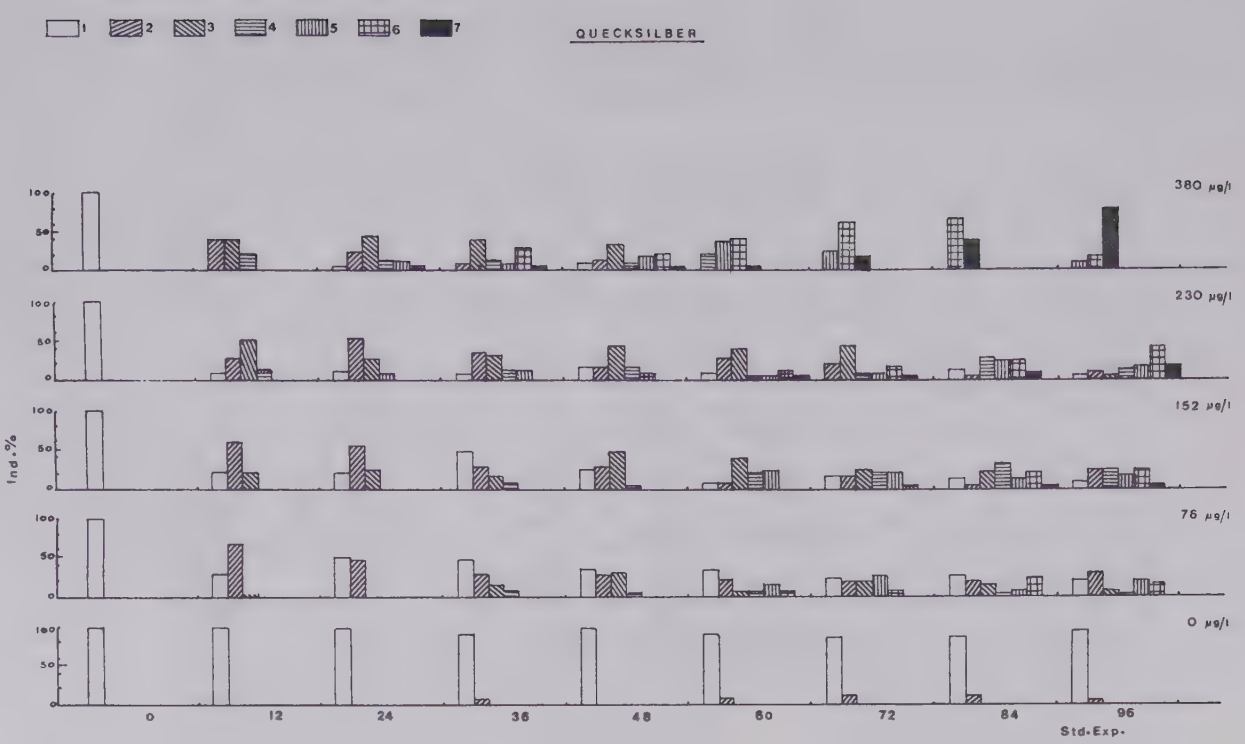


Abb. 4.2.1.1 - Darstellung des Prozentanteils unterschiedlicher Aktivitätsstufen von A. canaliculata während einer 96 Std. Exposition auf Quecksilber.

Q U E C K S I L B E R

Std. Exp. / Konz.µg/l	0,0	76	152	230	380
0.0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0
12.00	100/0	100/0	100/0	88/0	80/0
24.00	100/0	100/0	100/0	92/8	72/16
36.00	100/0	96/0	92/0	76/12	48/40(4)
48.00	100/0	96/0	96/0	76/8	52/40(4)
60.00	100/0	68/24	56/24	76/20(4)	0/80(4)
72.00	100/0	64/36	56/24	64/28(4)	0/100(16)
84.00	100/0	64/32	36/32	16/56(8)	0/100(36)
96.00	100/0	60/36	32/44(4)	16/72(16)	0/100(76)

Tab. 4.2.1.1 - Verhaltensänderungen von A. canaliculata in verschiedenen Konzentrationen von QUECKSILBER; 10/90(5) bedeutet: Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 1+2+3 / Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 5+6+7 und letztendlich der Prozent toter Individuen.

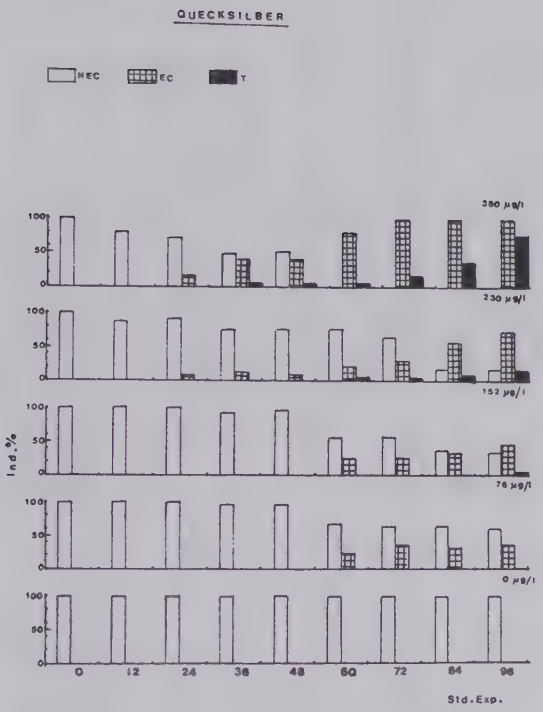


Abb. 4.2.1.g - Prozentanteil von A. canaliculata in QUECKSILBER exponiert, mit Reaktionen 1 + 2 + 3 (NEC) ; 5 + 6 + 7 (EC) und 7 (T).

Std. Exp. / Konz. µg/l	0,0	313	626	1252	2504	3130	6260
0.0	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;
12.00	1:100;	1:100;	1:36;2:52; 3:12;	1:20;2:72; 3:4;4:4;	1:10;2:45; 3:20;4:25;	3:60;4:40;	1:10;2:15; 3:40;4:10; 5:10;6:15;
24.00	1:100;	1:80;2:20;	1:44;2:44; 3:12;	1:20;2:72; 3:4;4:4;	1:10;2:45; 3:20;4:25;	3:60;4:40;	1:10;2:15; 3:40;4:10; 5:10;6:15;
36.00	1:96;2:4;	3:20;4:40; 5:40;	1:40;2:40; 3:20;	1:40;2:32; 3:8;4:4; 5:16;	1:15;2:20; 3:30;5:20; 6:10;7:5;	2:20;4:40; 6:40;	3:5;4:25; 5:45;6:15; 7:10;
48.00	1:100;	2:40;3:60;	1:28;2:36; 3:24;4:12;	1:12;2:24; 3:32;4:16; 5:8;6:8;	1:15;2:10; 3:30;4:5; 5:20;6:15; 7:5;	5:60;6:40;	5:40;6:45; 7:15;
60.00	1:92;2:8;	1:20;2:20; 3:60;	1:32;2:48; 3:20;	1:12;2:40; 3:20;4:12; 5:8;6:8;	2:10;4:10; 5:30;6:45; 7:5;	2:20;4:60; 6:20;	4:10;5:15; 6:60;7:15;
72.00	1.92;2:8;	1:60;2:40;	1:24;2:32; 3:20;5:12; 6:12;	1:8;2:28; 3:20;4:12; 5:16;6:16;	2:5;4:15; 5:20;6:50; 7:10;	4:40;5:40; 6:20;	5:5;6:45; 7:50;
84.00	1:92;2:8;	3:20;4:20; 5:60;	1:4;2:8; 3:40;4:4; 5:32;6:12;	2:8;3:24; 4:24;5:24; 6:20;	1:5;5:20; 6:60;7:15;	5:40;6:40; 7:20;	6:30;7:70;
96.00	1:96;2:4;	2:40;3:40; 4:20;	1:16;2:12; 3:24;4:32; 5:12;6:4;	2:4;3:8; 4:20;5:28; 6:40;	5:5;6:70; 7:25;	6:40;7:60;	6:15;7:85;

Tab. 4.2.1.9 - Verhaltensänderungen von A. canaliculata bei Einwirkung unterschiedlicher Pb-Konzentrationen in verschiedenen Zeitabschnitten

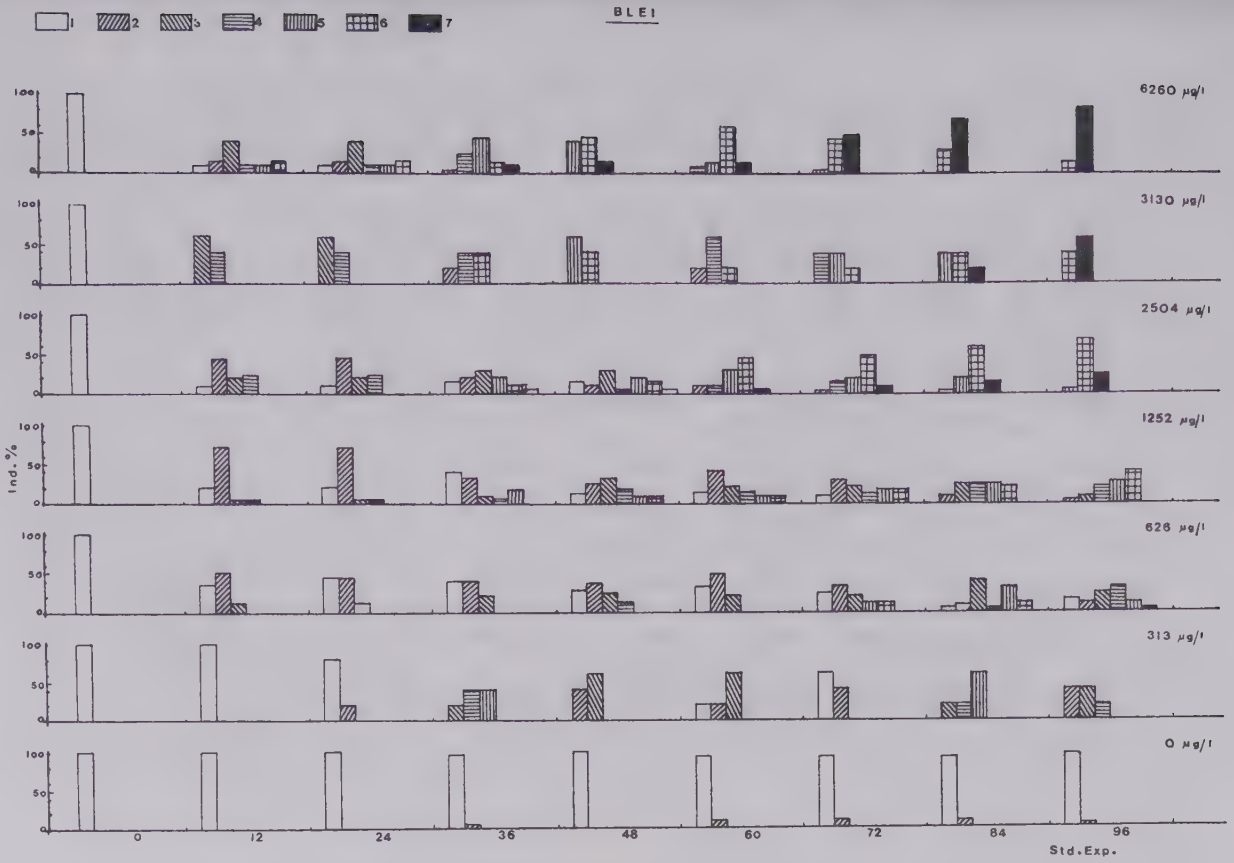


Abb. 4.2.1.h - Darstellung des Prozentanteils unterschiedlicher Aktivitätsstufen von A. canaliculata während einer 96 Std. Exposition auf Blei.

B L E I

Std. Exp. / Konz. µg/l	0,0	313	626	1252	2504	3130	6260
0.0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0
12.00	100/0	100/0	100/0	96/0	75/0	60/0	65/25
24.00	100/0	100/0	100/0	96/0	75/0	60/0	65/25
36.00	100/0	20/40	100/0	80/16	65/35(5)	20/40	5/70(10)
48.00	100/0	100/0	88/0	68/16	55/40(5)	0/100	0/100(15)
60.00	100/0	100/0	100/0	72/16	10/80(5)	20/20	0/90(15)
72.00	100/0	100/0	76/24	56/32	5/80(10)	0/60	0/100(50)
84.00	100/0	20/60	52/44	32/44	5/95(15)	0/100(20)	0/100(70)
96.00	100/0	80/0	52/16	12/68	0/100(25)	0/100(60)	0/100(85)

Tab. 4.2.1.h - Verhaltensänderungen von A. canaliculata in verschiedenen Konzentrationen von BLEI; 0/100(16) bedeutet: Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 1+2+3 / Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 5+6+7 und letztendlich der Prozent toter Individuen.

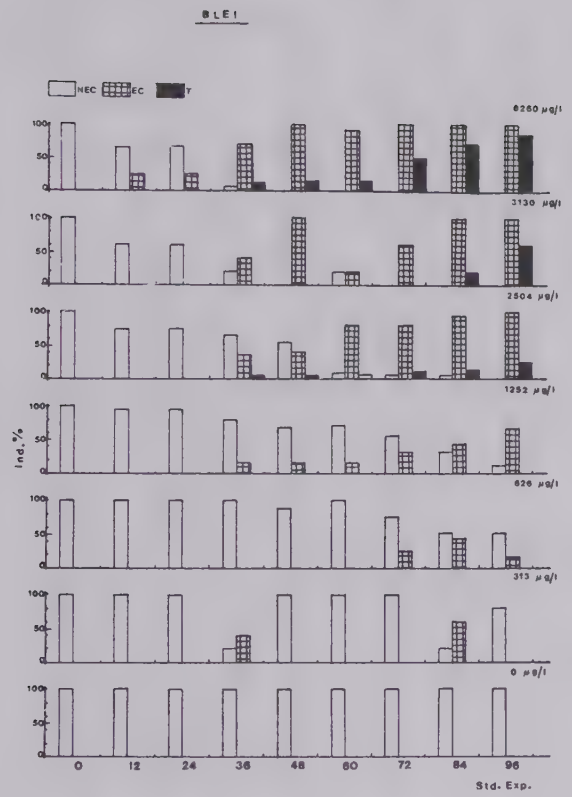


Abb. 4.2.1.i - Prozentanteil von A. canaliculata in BLEI exponiert , mit Reaktiosstufe 1 + 2 + 3 (NEC) ; 5 + 6 + 7 (EC) und 7 (T).

Std. Exp. / Konz. µg/l	0,0	480	960	2400	4800	9600	19200
0.0	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;
12.00	1:88;2:12;	1:40;2:52; 3:8;	1:20;2:52; 3:28;	1:12;2:48; 3:28;4:12;	1:20;2:32; 3:36;4:12;	2:24;3:32; 4:36;5:8;	2:4;3:40; 4:20;5:36
24.00	1:92;2:8;	1:44;2:24; 3:28;4:4;	1:12;2:44; 3:40;4:4;	2:12;3:44; 4:40;5:4;	2:28;3:28; 4:40;6:4;	2:16;3:32; 4:24;5:20; 6:8;	2:4;3:8; 4:44;5:32; 6:12;
36.00	1:88;2:12;	1:48;2:24; 3:20;4:4; 6:4;	1:20;2:24; 3:16;4:20; 5:20;	2:20;3:8; 4:48;5:16; 6:8;	2:16;3:28; 4:24;5:32;	2:12;3:28; 4:32;5:16; 6:12;	3:8;4:32; 5:24;6:36;
48.00	1:96;2:4;	1:36;2:36; 3:16;4:4; 6:8;	1:8;2:16; 3:32;4:32; 5:4;6:8;	3:16;4:36; 5:28;6:20;	2:4;3:4; 4:20;5:48; 6:24;	4:4;5:32; 6:64;	2:4;5:28; 6:68;
60.00	1:100;	1:20;2:40; 3:20;4:8; 5:4;7:8;	1:4;2:4; 3:8;4:24; 5:36;6:16; 7:8;	4:8;5:44; 6:44;7:4;	4:4;5:52; 6:44;	5:36;6:56; 7:8;	4:4;5:12; 6:84;
72.00	1:76;2:24;	1:16;2:32; 3:20;4:20; 6:4;7:8;	2:12;3:8; 4:16;5:20; 6:28;7:16;	2:8;5:20; 6:60;7:12;	5:32;6:52; 7:16;	5:8;6:68; 7:24;	5:8;6:40; 7:52;
84.00	1:100;	1:16;2:16; 3:44;4:8; 6:8;7:8;	2:8;4:8; 5:20;6:28; 7:36;	5:12;6:68; 7:20;	5:12;6:64; 7:24;	5:4;6:64; 7:32;	5:12;6:32; 7:56;
96.00	1:100;	1:8;2:8; 3:8;4:8; 5:40;6:20; 7:8;	1:4;3:4; 5:8;6:40; 7:44;	6:24;7:76;	6:32;7:68;	6:16;7:84;	6:12;7:88;

Tab. 4.2.1.1 - Verhaltensänderungen von A. canaliculata bei Einwirkung unterschiedlicher Zn-Konzentrationen in verschiedenen Zeitabschnitten

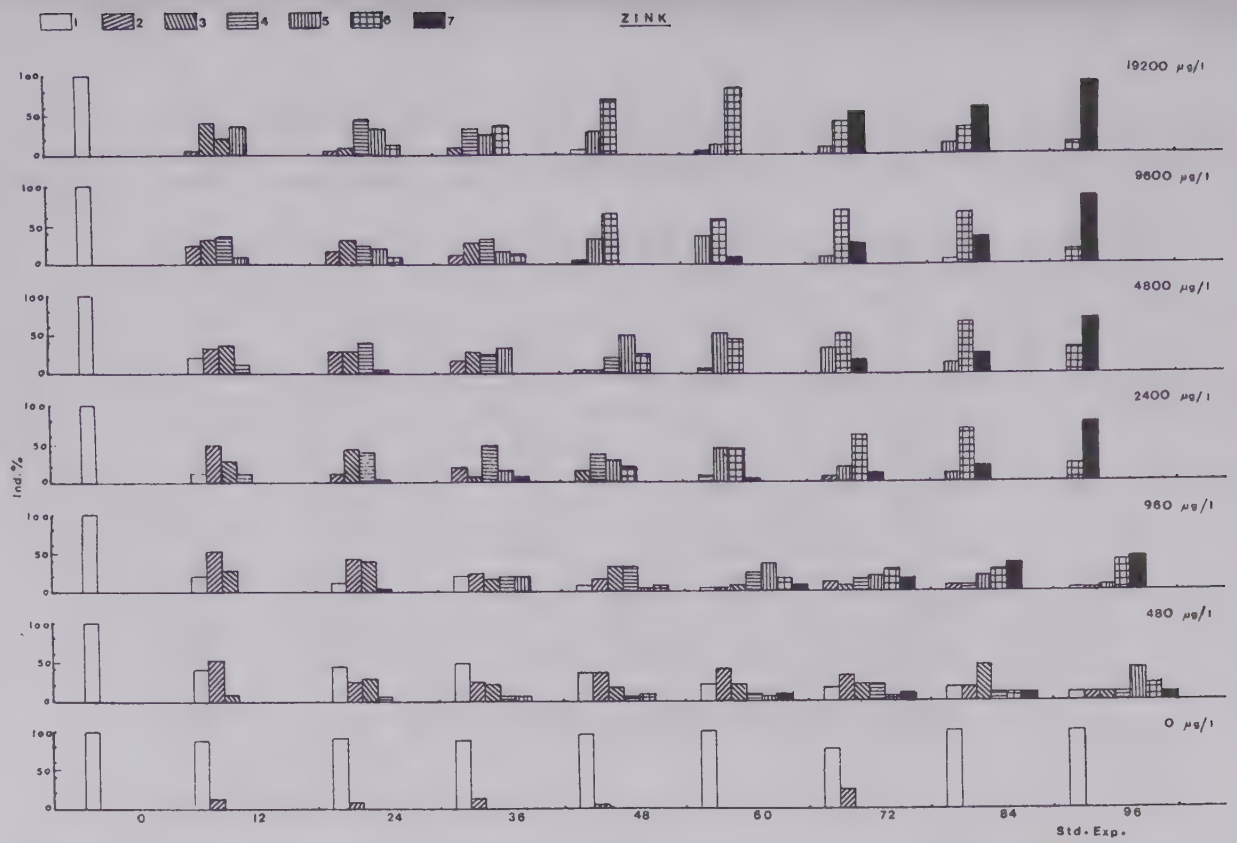


Abb. 4.2.1.1 - Darstellung des Prozentanteils unterschiedlicher Aktivitätsstufen von A. canaliculata während einer 96 Std. Exposition auf Zink.

Z I N K

Std. Exp. / Konz. µg/l	0,0	480	960	2400	4800	9600	19200
0.0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0
12.00	100/0	100/0	100/0	88/0	88/0	56/8	44/36
24.00	100/0	96/0	96/0	56/4	56/4	48/28	12/44
36.00	100/0	92/4	60/20	28/24	44/32	40/28	8/60
48.00	100/0	88/8	56/12	16/48	8/72	0/96	4/96
60.00	100/0	80/12(8)	16/60(8)	0/92(4)	0/96	0/100(8)	0/96
72.00	100/0	68/12(8)	20/64(16)	8/92(12)	0/100(16)	0/100(24)	0/100(52)
84.00	100/0	76/16(8)	8/84(36)	0/100(20)	0/100(24)	0/100(32)	0/100(56)
96.00	100/0	24/68(8)	8/92(44)	0/100(76)	0/100(68)	0/100(84)	0/100(88)

Tab.4.2.1.1 - Verhaltensänderungen von A. canaliculata in verschiedenen Konzentrationen von ZINK ; 5/80(10) bedeutet: Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 1+2+3 / Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 5+6+7 und letztendlich der Prozent toter Individuen.

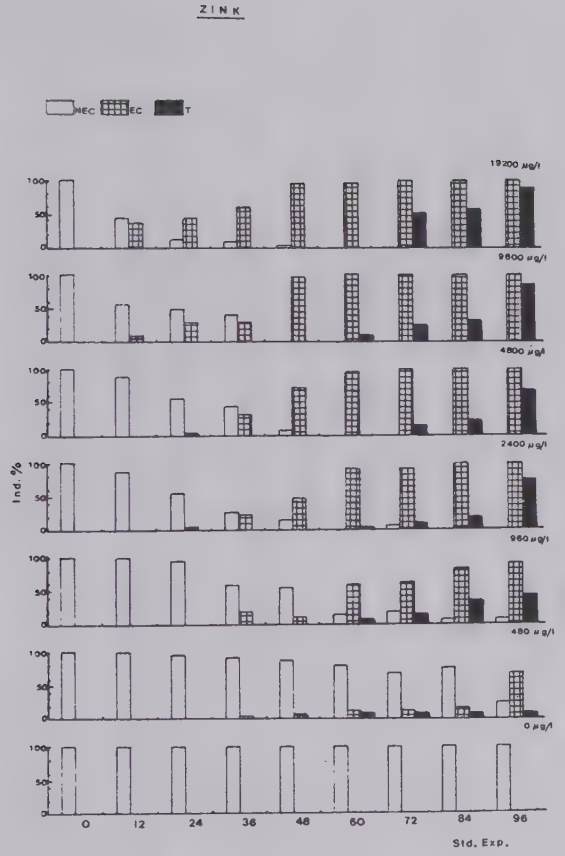


Abb.4.2.1.k- Prozentanzeil von A. canaliculata in ZINK exponiert , mit Reaktionstufe 1 + 2 + 3 (NEC) ; 5 + 6 + 7 (EC) und 7 (T).

Std. Exp. / Konz. µS/cm	150	2500	5000	10000	15000
0.0	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;
12.00	1:100;	1:35;2:45;3:20;	1:45;2:20;3:25; 4:10;	2:10;3:45;4:40; 5:5;	3:10;4:40;5:10; 6:40;
24.00	1:80;2:20;	1:55;2:25;3:15; 4:5;	1:35;2:25;3:20; 4:20;	2:15;3:30;4:25; 5:15;6:15;	4:15;5:15;6:70;
36.00	1:90;2:10;	1:40;2:30;3:15; 4:15;	1:20;2:20;3:40; 4:10;5:5;6:5;	2:10;3:25;4:15; 5:10;6:40;	2:5;3:5;4:15; 5:25;6:50;
48.00	1:100;	1:55;2:15;3:10; 4:15;6:5;	1:30;2:15;3:20; 4:20;5:10;7:5;	2:10;3:35;4:15; 5:30;6:10;	2:5;3:20;4:5; 5:10;6:55;7:5;
60.00	1:100;	1:25;2:50;4:20; 6:5;	1:10;2:25;3:45; 4:10;5:5;7:5;	2:5;3:20;4:20; 5:15;6:40;	4:10;5:25;6:60; 7:5;
72.00	1:90;2:10;	1:50;2:20;3:10; 4:10;5:5;7:5;	1:20;2:20;3:25; 4:15;5:10;6:5; 7:5;	2:5;3:20;4:10; 5:25;6:30;7:10;	4:15;5:20;6:40; 7:25;
84.00	1:85;2:15;	1:50;2:25;3:10; 4:5;5:5;7:5;	1:25;2:20;3:35; 5:10;6:5;7:5;	1:10;2:5;3:5; 4:15;5:20;6:35; 7:10;	4:10;5:15;6:45; 7:30;
96.00	1:90;2:10;	1:60;2:10;3:15; 4:5;5:5;7:5;	1:30;2:10;3:15; 4:20;5:10;6:10; 7:5;	1:10;3:5;4:10; 5:35;6:25;7:15;	5:5;6:40;7:55;

Tab. 4.2.1.k - Verhaltensänderungen von A. canaliculata bei Einwirkung unterschiedlichen Leitfähigkeiten in verschiedenen Zeitabschnitten

Abb.4.2.1.1 - Darstellung des Prozentanteils unterschiedlicher Aktivitätsstufen von A. canaliculata während einer 96 Std. Exposition auf verschiedenen Leitfähigkeiten.

L E I T F Ä H I G K E I T

Std. Exp. / Konz. µS/cm	150	2500	5000	10000	15000
0.0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0
12.00	100/0	100/0	90/0	55/5	10/50
24.00	100/0	95/0	80/0	45/30	0/85
36.00	100/0	85/0	80/10	35/50	10/75
48.00	100/0	80/5	65/15(5)	45/40	25/70(5)
60.00	100/0	75/5	80/10(5)	25/55	0/90(5)
72.00	100/0	80/10(5)	65/20(5)	25/65(10)	0/85(25)
84.00	100/0	85/10(5)	80/20(5)	20/65(10)	0/90(30)
96.00	100/0	85/10(5)	55/25(5)	15/75(15)	0/100(55)

Tab. 4.2.3.1- Verhaltensänderungen von A. canaliculata in verschiedenen Leitfähigkeiten; 0/100(20) bedeutet: Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 1+2+3 / Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 5+6+7 und letztendlich der Prozent toter Individuen.

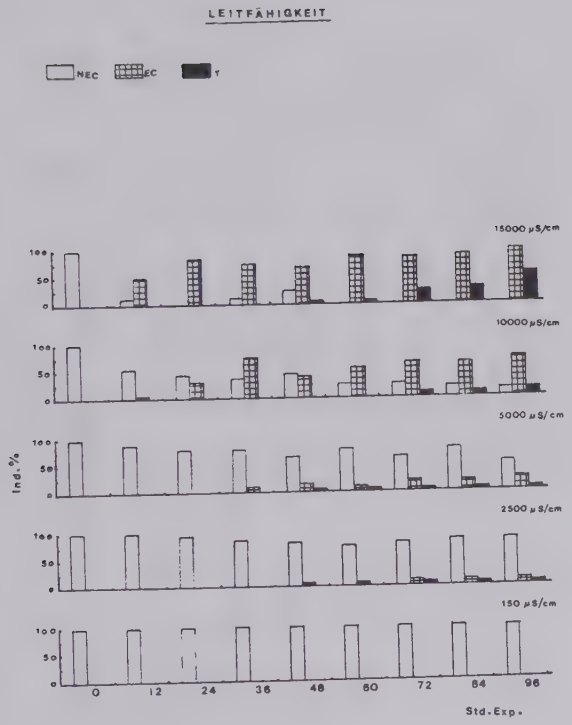


Abb. 4.2.1.m - Prozentanteil von A. canaliculata in verschiedenen Leitfähigkeiten exponiert , mit Reaktionsstufe 1 + 2 + 3 (NEC) ; 5 + 6 + 7 (EC) und 7 (T).

Std. Exp. / pH-Werte	7,0 (Kontroll)	6,0	5,0	4,5	4,0	3,5	3,0
0.0	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;
12.00	1:100;	1:92;2:8;	1:80;2:20;	1:60;3:40;	1:63;2:8; 3:22;5:7;	3:50;4:17; 5:20;6:13;	3:25;4:25; 5:17;6:33;
24.00	1:100;	1:67;2:25; 3:8;	1:85;2:8; 3:7;	1:100;	1:66;2:8; 3:13;4:13	1:17;4:32; 5:30;6:21;	4:17;5:25; 6:58;
36.00	1:100;	1:100;	1:93;2:7;	1:100;	1:93;3:7;	1:17;2:8; 3:8;4:8; 5:22;6:37;	3:17;4:17; 5:17;6:26; 7:23;
48.00	1:100;	1:83;2:17;	1:100;	1:100;	1:92;3:8;	1:17;2:17; 6:36;7:30;	3:8;4:8; 5:17;6:17; 7:50;
60.00	1:100;	1:66;2:34;	1:93;2:7;	1:60;2:20; 3:20;	1:20;2:30; 3:17;4:33;	2:8;4:17; 6:30;7:45;	6:17;7:83;
72.00	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:30;2:17; 3:17;4:21; 5:7;6:8;	4:8;5:17; 6:8;7:67;	7:100;
84.00	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:13;2:7; 4:47;5:17; 6:8;7:8;	5:25;6:8; 7:67;	7:100;
96.00	1:100;	1:100;	1:100;	1:100;	1:13;2:8; 4:13;5:24; 6:17;7:25;	5:8;6:17; 7:75;	7:100;

Tab.4.2.1.m - Verhaltensänderungen von A. canaliculata bei Einwirkung unterschiedlichen pH-Werte in verschiedenen Zeitabschnitten.

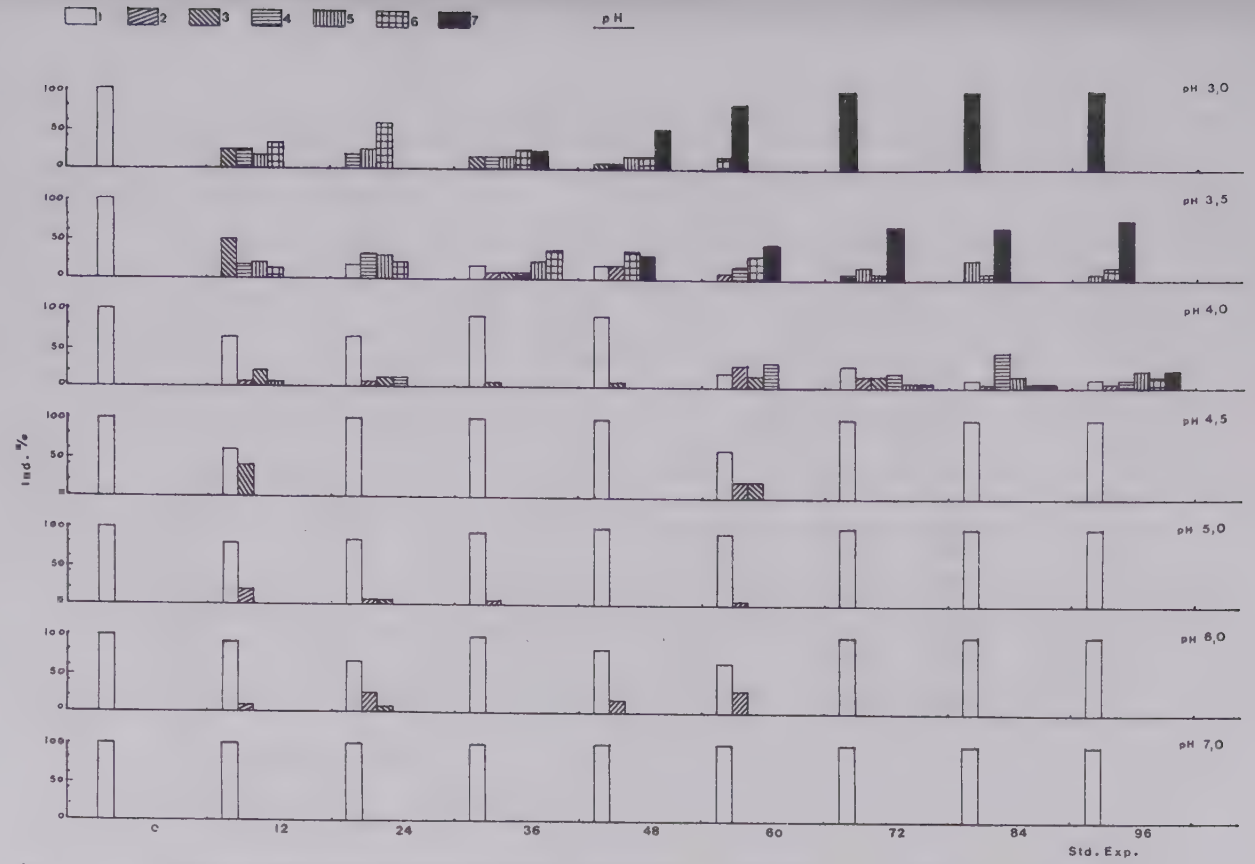


Abb. 4.2.1.n - Darstellung des Prozentanteils unterschiedlicher Aktivitätsstufen von A. canaliculata während einer 96 Std. Exposition auf verschiedenen pH-Werte

p H

Std. Exp. / pH-Werte	7,0 (Kontroll)	6,0	5,0	4,5	4,0	3,5	3,0
0.0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0
12.00	100/0	100/0	100/0	100/0	93/7	50/33	25/50
24.00	100/0	100/0	100/0	100/0	87/0	17/51	0/83
36.00	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	33/59	17/66(23)
48.00	100/0	100/0	100/0	100/0	100/0	34/66(30)	8/84(50)
60.00	100/0	100/0	100/0	100/0	67/0	8/75(45)	0/100(83)
72.00	100/0	100/0	100/0	100/0	64/15	0/92(67)	0/100(100)
84.00	100/0	100/0	100/0	100/0	20/33(8)	0/100(67)	0/100(100)
96.00	100/0	100/0	100/0	100/0	21/66(25)	0/100(75)	0/100(100)

Tab. 4.2.1.n - Verhaltensänderungen von A. canaliculata in verschiedenen pH-Werte ; 80/10(5) bedeutet: Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 1+2+3 / Prozentsatz der Individuen mit d. Aktivitätsstufen 5+6+7 und letztendlich der Prozent toter Individuen.

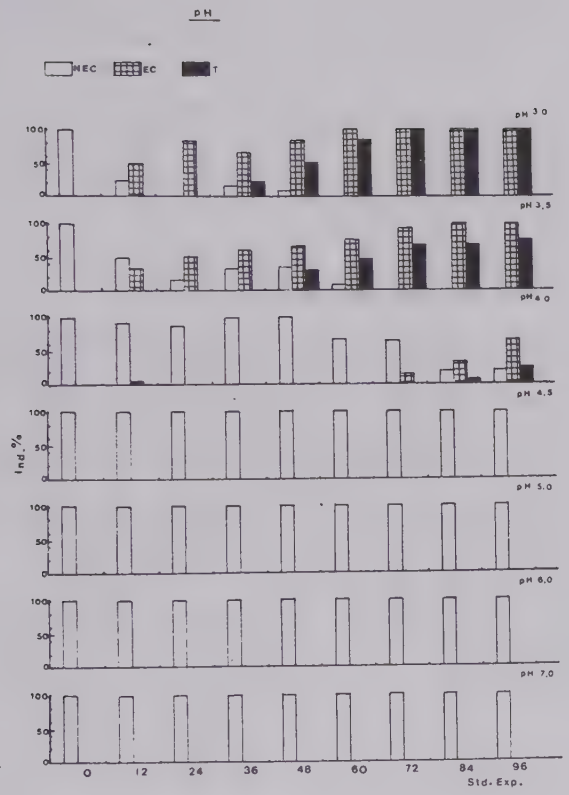


Abb. 4.2.1.0 - Prozentanteil von A. canaliculata in verschiedenen pH-Werte exponiert , mit Reaktiosstufe 1 + 2 + 3 (NEC) ; 5 + 6 + 7 (EC) und 7 (T).

Ein weiteres Problem ist die unterschiedliche Reaktion der gleichen Art auf einen bestimmten Schadstoff. So stellte BESCH 1982 fest, daß die Endergebnisse von Tests bis um den Faktor 10 variiren können, und daß "Tiere, die moribund sind und nur noch die Opercularia bewegen , bei Abschluß des Letalitäts-Tests genauso gezählt werden wie solche,die noch scheinbar ungeschädigt umherschwimmen.

Hiervon ausgehend wurde in der vorliegenden Arbeit mit A. canaliculata, nicht nur die letale Konzentrationen sondern auch NEC- und EC-Werte ermittelt. So konnte man feststellen, daß im allgemeinen,Individuen mit den Reaktion 5 + 6 nach den LC-Tests als "lebendig" galten sich jedoch keineswegs normal verhielten.

Es wurde versucht durch Biotests die "Safe Concentration" herauszufinden. Darunter versteht man die Konzentration einer bestimmten chemischen Substanz, die auf die Re - produktion, das Wachstum, die Mobilität und das Überleben einer Art noch keine Wirkung ausübt.

Bei den Untersuchungen mit A. canaliculata konnte man feststellen daß der LC_{50}-Wert in jedem Fall viel höher liegt als der NEC_{50}-Wert. (Für Pb: 3614 und 625 µg/l; Cd: 856 und 239 µg/l; Cu: 175 und 120 µg/l; Hg: 318 und 90 µg/l ; Zn: 1202 und 358 µg/l; pH: 3,8 und 4,3; Leitfähigkeit : 11600 und 5700 µS/cm).

4.2.2 - Toxizität der untersuchten Parameter: Ermittlungs der LC_{50}-, NEC_{50}- und EC_{50}-Werte

Nach RAVERA, 1979, kann man Schwermetalle bzgl. ihrer Umweltrelevanz in drei Kategorien einteilen:

- nicht kritisch
- toxisch, aber unlöslich und selten
- sehr toxisch, löslich und häufig auftretend.

Zur letzten Gruppe gehören die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Elemente.

Nach FÖRSTNER u. WITTMAN 1981, ist ein Metall, das in Spurenkonzentrationen vorliegt, essentiel, wenn der Organismus ohne das Element sein Wachstum verringert oder ein bestimmtes Entwicklungsstadium nicht abschließt, wie z.B. Cu oder Zn. Allerdings wirkt das Spurenelement toxisch, wenn seine Konzentration größer ist, als für eine normale Reaktion erforderlich . Untersuchungen über die Toxizität von Schwermetallen zeigen im allgemeinen , daß eine Unterversorgung zu Mangelerscheiningungen führt, ausreichende Ver - sorgung ein Optimum der Bedingungen her vorruft , und eine Überversorgung toxische Wirkungen, bedingen kann. (s. Abb. 4.2.2.a). Im Bereich des Plateaus liegt die Konzentra tion, die zu optimalen Wachstums- und Vitalitätbedingungen führt ; so - wohl Mangel als auch Überschuß des Elements schädliche Einwirkungen haben.

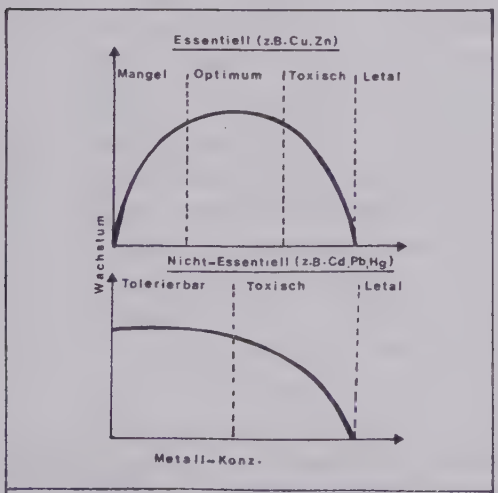


Abb.4.2.2.a - Mangel und Überfluß von essentiellen und nicht-essentiellen Spurenelementen (F.u.Wittmann, 1981)

Außerdem muß betont werden, daß alle Metalle für lebende Organismen potentiell gefährlich sind, und zwar nicht nur unbedingt in höheren Konzentrationen. Die Konzentrationsspanne zwischen toxisch und lebensnotwendig kann sehr klein sein. Dies bestätigen die Untersuchungen mit A. canaliculata, wobei beobachtet werden konnte, daß die meisten Parameter der NEC_{50} und EC_{50}-Werte fast auf demselben Niveau liegen.

Es ist sehr schwer, eine Voraussage über die exakte Auswirkung von Schwermetallen auf verschiedene Taxa zu machen, da diese sehr unterschiedliche Reaktionen zeigen. Außerdem treten z.B. folgende Probleme auf:
- die Arbeit mit Einzellern gestaltet sich fragwürdig;
- einige Arten besitzen die Fähigkeit, sich durch Produktion von Sporen oder anderer resistenter Formen an Schwermetalle anzupassen;
- häufig sind die taxonomischen Kenntnisse nur ungenügend, so daß die Identifikation der Organismen Schwierigkeiten bereitet, und schließlich
- liegen bzgl. der Ökologie der Organismen oft keine Informationen vor. Dieser letzte Aspekt schränkt die Möglickeit ein, die natürlichen Variationen von den durch Schwermetalle induzierten zu unterscheiden.

GLASS 1973; KATZ 1975; KOEMAN u. STRIK 1975; MIETTINEN 1975; LOCKWOOD 1976; RAVERA 1977; CHRISTENSEN 1980; OLLA et al. 1980; LUOMA 1983; CAIRNS et al. 1984; LACK 1984; führten Untersuchungen über Schwermetalle in aquatischen Organismen durch. Heute besteht das Hauptproblem nicht mehr darin, festzustellen, ob Schwermetalle toxisch sind oder nicht, da dies schon bestätig ist, es kommt viel mehr darauf an, die Konzentrationen zu bestimmen, bei denen es nicht zu schädigenden Wirkungen kommt.

Nach WACHS 1981, werden Schwermetalle in Fischen und tierischen Bodenorganismen vorwiegend aus dem Wasser aufgenommen. Sie werden zwar in hohem Maße im Sediment und in der niederen Wasserflora gespeichert, dann aber entgegen einer weltweit verbreiteten Hypothese nicht zu -

nehmend in der Reihenfolge der typischen Nahrungskette akkumuliert. Von den meisten Flußorganismen wird Kupfer bevorzugt und Cadmium in den geringsten Mengen aufgenommen. Von Element zu Element, teilweise aber auch für die verschiedenen Spezies, liegen unterschiedliche Akkumulationsgrade vor. Für die Mehrzahl der aquatischen Organismen gilt: Cu≫Hg>Pb>Cd.

Sedimente stellen praktisch konzentrierte Schwermetall-depots in aquatischen Ökosystemen dar und werden von einigen Organismen als Nahrungs aufgenommen. So können Metalle, nach PHILLIPS 1977, 1980, über drei Wege in Organismen gelangen: durch Lösungen , Futter, sowie durch die Aufnahme kontaminierter Schwebstoffe. CAIRNS et al. 1984, führten ein Beispiel an, wonach im April 1970, im St.Clair See (USA), das Abfischen verboten wurde , da sehr hohe Hg-Konzentrationen in einigen Fischarten festgestellt werden konnten. Dieses Verbot zeigte deutliche Folgen für die Fischerei (durch die Verringerung der Fangquoten) sowie eine starke Reduktion der wirtschaftlichen und Freizeit Nutzung . Eine weniger deutliche , aber umso gravierendere Folge, stellen die schädlichen Einwirkungen chemischer Substanzen auf den Gesundheitszustand , die Vermehrungsrate , das Wachstum und das Verhalten anderer aquatischen Organismen dar.

A. canaliculata ist hauptsächlich herbivor, es ist daher unbedingt notwendig, die Einwirkung von Schwermetalle auf die Futterpflanzen zu kennen.

MAYES et al. 1977, untersuchten die Variationsbreite von Cd und Pb in Elodea canadensis. Diese Pflanze akkumuliert vor allem Schwermetalle aus dem Sediment. In den ersten Expositionswochen ist die Schwermetallanreicherung am größten. Später ist eine Reduktion festzustellen, was auf einen Verdünnungseffekt durch verstärktes Wachstum zurück zuführen ist. Es ist wichtig hervorzuheben daß die Akkumulation von Schwermetallen in Pflanzen zu einer Anreicherung in der Nahrungskette führen kann, da sie als Produzenten die Nahrungsgrundlage darstellen.

CHIGBO et al. 1982, untersuchten die Akkumulation von Schwermetallen in Eichhornia crassipes . Sie wurde ausgewählt, da sie oft zur Klärung von Abwässern eingesetzt wird und die Fähigkeit hat, Schwermetalle anzureichen . Sie zeigt jedoch gegenüber Pflanzen unbelasteter Standorte eine Reduktion ihres Wachstums.

Nach Untersuchungen von WENTSEL u. MCINTOSH 1977, über den Einfluß von Schwermetallen auf die Fauna von Seen wurde festgestellt, daß im Bereichen mit hohen Schwermetallkonzentrationen Oligochaeten dominierten. Die Autoren führten dies auf den fehlenden Feinddruck durch Chironomiden-Larven zurück; Laboruntersuchungen bestätigten eine subletale Wirkung von Cd-Kontaminations im Sediment auf Chironomus Larven.

Nach SPEHAR et al. 1978, wurden die meisten Biotests bisher mit Fischen durchgeführt; es fehlen daher Informationen über andere Taxa, die sich vielleich geeigneter für das Biomonitoring erweisen.

CHRISTENSEN 1980, hebt hervor, daß Probleme mit Krankheiten bei Organismen aus verschiedenen Gründen auftauchen können:
- Vorkommen von fakultativ pathogen wirkenden Substanzen, die in der verschmutzten Umwelt wirken können.
- Auftreten genetisch abweichender Populationen korreliert mit dem Auftreten umweltschädlicher Substanzen.
- Abhängigkeit der genetischen Anormalität von der mutagenen Wirkung der Schadstoffe.

GUTH et al. 1977, untersuchten die Wirkung von Parasitismus (Schistotomatium douthitti und Trichobilharzia spp) bei Lymnaea stagnalis, exponiert unter akuten Zn-Konzentrationen. Solche Untersuchungen sind notwendig , da unter natürlichen Bedingungen praktisch alle Tiere befallen sind und die Wirkung von Parasiten die Toleranz gegenüber chemischen Substanzen nachteilig beeinflussen kann.

Es liegen viele Ergebnisse über Antagonismus und Synergismus gegenüber verschiedenen chemischen und physika-

lischen Parametern vor, über die Wirkung von Parasitismus dagegen nur wenige. Die Untersuchung von Parasiten auf Mollusken ist wichtig, da die Mollusken Zwischenwirte für verschiedene Parasiten sind , und damit eine wirtschaftliche Rolle spielen können.Ein weiterer Aspekt ist die Anwendung von Mollusken als Umweltindikator , da sie zahlreich vorkommen und extrem standorttreu sind. Es konnte festgestellt werden, daß die von Parasiten befallenen Tiere empfindlicher gegenüber Zn reagierten und bevorzugt von neuen Parasiten angegriffen wurden.

OKAZAKI u. PANIETZ 1981, untersuchten bei Crassostrea gigas und C. virginica die Ausscheidungsrate von Schwermetallen der verschiedenen Organe unter natürlichen Bedingungen. Der Magen-Darm-Trakt und die Leber eliminieren Cd, Cu, Hg und Zn schneller als Kiemen und Mantel. Über Pb konnten keine konkreten Aussagen gemacht werden, da die Konzentrationen zu gering waren. Auch wenn die Metalle keine direkte Einwirkung auf Mollusken zeigen , können sie deren Empfindlichkeit gegenüber Bakterien- und Virusinfektionen erhöhen, was zu einem verschlechterten Gesundheitszustand führt. Das bestätigt auch KATZ 1975 , der beobachtet hat , daß aquatische Organismen , die einer Schwermetallbelastung ausgesetzt waren , empfindlicher gegenüber Bakterieninfektionen von Aeromonas liquefacians reagierten.

Mehrere Länder versuchen Mollusken als Bioindikatoren anzuwenden.

FÖRSTNER u. WITTMANN 1981, kamen in einer bibliographischen Abhandlung über die Schwermetallgehalte in Süßwassermollusken zu folgenden Ergebnissen:
Hg variiert von 0,020 bis 0,67 ppm; Zn von 25 bis 208 ppm; Cd von 0,15 bis 1,41 ppm; Cu von 0,9 bis 160,9 ppm und Pb von 0,9 bis 42,0 ppm.

Dies bestätigt die Tatsache , daß verschiedene Arten sehr große Unterschiede zeigen können,was auf die Resistenz gegenüber Schwermetallen zurückzuführen ist.

CADMIUM

Std. Exp. / Konz. µg/l	0.0	310	610	1220	1830	2440	3660
0.0	100	100	100	100	100	100	100
12.00	100	100	100	100	100	100	100
24.00	100	100	100	100	100	100	100
36.00	100	100	100	100	100	100	100
48.00	100	100	100	100	100	100	100
60.00	100	100	100	96	85	100	100
72.00	100	100	100	84	75	80	60
84.00	100	100	96	76	65	80	60
96.00	100	100	64	28	25	0	0

Tab.4.2.2.a - Anteil (%) der überlebenden Individuen nach x Stunden Exposition in verschiedenen Konzentrationen von Cadmium

CADMIUM

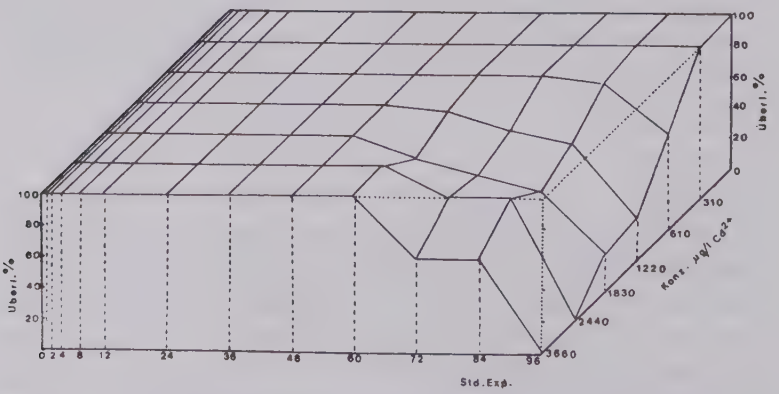


Abb.4.2.2.b - Diagramm für den Zusammenhang zwischen Überlebensrate (%) von A.canaliculata, der Cd-Konzentrationen (µg/l) und der Expositionsdauer (Std.).

KUPFER

Std. Exp. / Konz. µg/l	0.0	94	235	470	940	1410
0.0	100	100	100	100	100	100
12.00	100	100	100	100	100	100
24.00	100	100	100	100	100	80
36.00	100	100	100	96	100	80
48.00	100	100	100	92	96	80
60.00	100	100	100	84	84	40
72.00	100	95	76	64	56	0
84.00	100	90	48	52	36	0
96.00	100	45	28	28	12	0

Tab. 4.2.2.b - Anteil (%) der überlebenden Individuen nach x Stunden Exposition in verschiedenen Konzentrationen von Kupfer

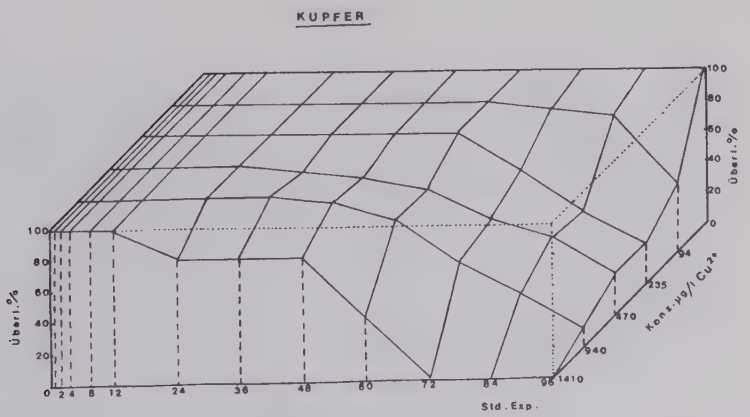


Abb. 4.2.2.c - Diagramm für den Zusammenhang zwischen Überlebensrate (%) von A.canaliculata, der Cu-Konzentrationen (µg/l) und der Expositionsdauer (Std.).

QUECKSILBER

Std. Exp. / Konz. µg/l	0,0	76	152	230	380
0.0	100	100	100	100	100
12.00	100	100	100	100	100
24.00	100	100	100	100	100
36.00	100	100	100	100	96
48.00	100	100	100	100	96
60.00	100	100	100	96	96
72.00	100	100	100	96	84
84.00	100	100	100	92	64
96.00	100	100	96	84	24

Tab. 4·2·2·c - Anteil (%) der überlebenden Individuen nach x Stunden Exposition in verschiedenen Konzentrationen von Quecksilber

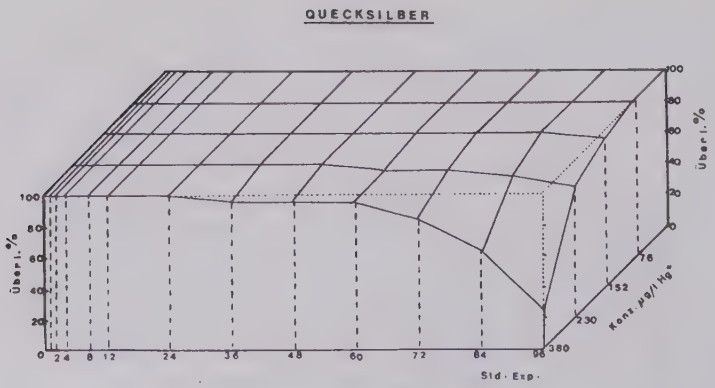


Abb. 4·2·2·d - Diagramm für den Zusammenhang zwischen Überlebensrate(%) von A. canaliculata, der Hg-Konzentrationen (µg/l) und der Expositionsdauer (Std.).

B L E I

Std. Exp. / Konz. µg/l	0.0	313	626	1252	2504	3130	6260
0.0	100	100	100	100	100	100	100
12.00	100	100	100	100	100	100	100
24.00	100	100	100	100	100	100	100
36.00	100	100	100	100	95	100	90
48.00	100	100	100	100	95	100	85
60.00	100	100	100	100	95	100	85
72.00	100	100	100	100	90	100	50
84.00	100	100	100	100	85	80	30
96.00	100	100	100	100	75	40	15

Tab. 4.2.2.d - Anteil (%) der überlebenden Individuen nach x Stunden Exposition in verschiedenen Konzentrationen von Blei

BLEI

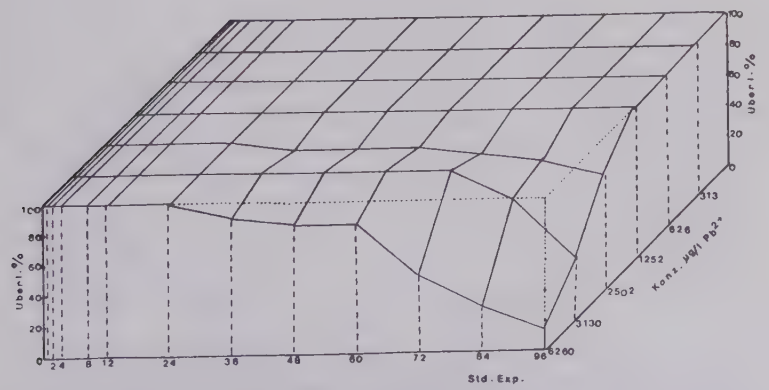


Abb. 4.2.2.e - Diagramm für den Zusammenhang zwischen Überlebensrate (%) von A. canaliculata, der Pb-Konzentrationen (µg/l) und der Expositionsdauer (Std.).

Std. Exp. / Konz. µg/l	0.0	480	960	2400	4800	9600	19200
0.0	100	100	100	100	100	100	100
12.00	100	100	100	100	100	100	100
24.00	100	100	100	100	100	100	100
36.00	100	100	100	100	100	100	100
48.00	100	100	100	100	100	100	100
60.00	100	92	92	96	100	92	100
72.00	100	92	84	88	84	76	48
84.00	100	92	64	80	76	68	44
96.00	100	92	56	24	32	16	12

Tab.4.2.2.e - Anteil (%) der überlebenden Individuen nach x Stunden Exposition in verschiedenen Konzentrationen von Zink

ZINK

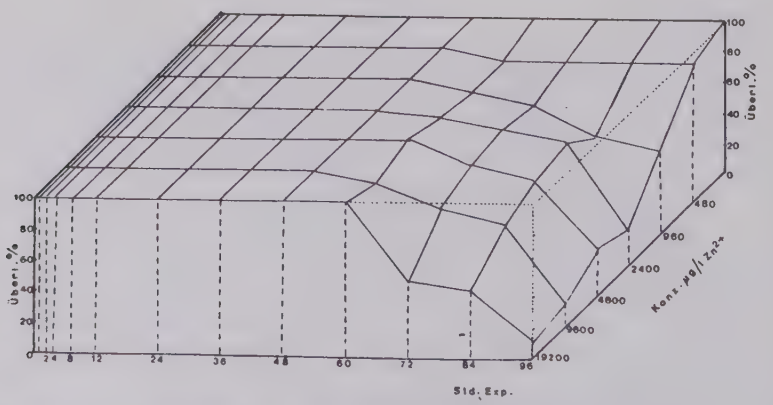


Abb.4.2.2.f - Diagramm für den Zusammenhang zwischen Überlebensrate (%) von A. canaliculata, der Zn-Konzentrationen (µg/l) und der Expositionsdauer (Std.).

LEITFÄHIGKEIT

Std. Exp. / Konz. µS/cm	0.0	2500	5000	10000	15000
0.0	100	100	100	100	100
12.00	100	100	100	100	100
24.00	100	100	100	100	100
36.00	100	100	100	100	100
48.00	100	100	95	100	95
60.00	100	100	95	100	95
72.00	100	95	95	90	75
84.00	100	95	95	90	70
96.00	100	95	95	85	45

Tab. 4.2.2.1 - Anteil (%) der überlebenden Individuen nach x Stunden Exposition in verschiedenen Leit - fähigkeiten.

Abb. 4.2.2.g - Diagramm für den Zusammenhang zwischen Über - lebensrate (%) von A. canaliculata, der Leitfähigkeit (µS/cm) und der Expositionsdauer (Std.).

p H

Std. Exp. / pH-Werte	7,0 (Kont.)	6,0	5,0	4,5	4,0	3,5	3,0
0.0	100	100	100	100	100	100	100
12.00	100	100	100	100	100	100	100
24.00	100	100	100	100	100	100	100
36.00	100	100	100	100	100	100	67
48.00	100	100	100	100	100	70	50
60.00	100	100	100	100	100	55	17
72.00	100	100	100	100	100	33	0
84.00	100	100	100	100	92	33	0
96.00	100	100	100	100	75	25	0

Tab. 4.2.2.g - Anteil (%) der überlebenden Individuen nach x Stunden Exposition in verschiedenen pH-Werte

pH

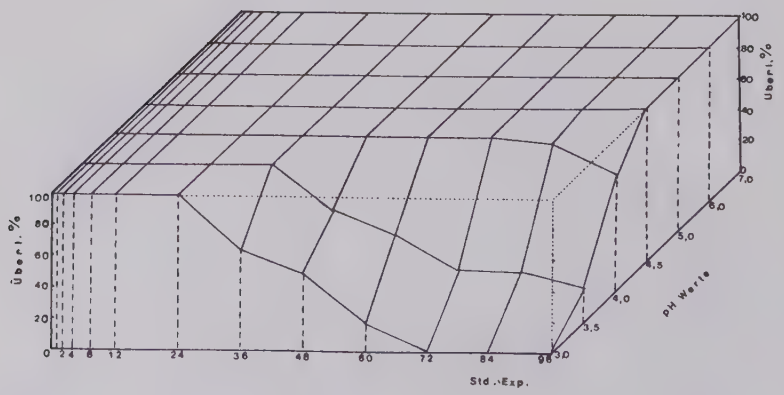


Abb. 4.2.2.h - Diagramm für den Zusammenhang zwischen Überlebensrate (%) von A. canaliculata, der pH-Werte und der Expositionsdauer (Std.).

Die Abb. 4.2.2.b bis 4.2.2.h + Tab. zeigen den Zusammenhang zwischen Konzentration der untersuchten Parameter und Prozentanteil überlebender Individuen von A. canalicu lata in der Zeit.Es konnte beobachtet werden , daß alle Parameter eine enge Korrelation zwischen dem Anstieg der Mortalitätsrate und den Konzentrationen während der Expositionszeit aufwiesen.

Bei seinen Experimenten über den Einfluß von Schwermetallen auf die Entwicklung von Mollusken konnte BOYDEN 1974, 1977, die Wirkung von Cd, Cu, Pb, Zn und anderen Metallen auf 15 verschiedene Molluskenarten beobachten . Die Cd-Konzentration erhöht sich deutlich in größeren Tieren aus kontaminierten Regionen. Der Zn-Gehalt kann von den Tieren teilweise reguliert werden und somit ist die Anreicherung nicht nur von den Umweltbedingungen abhängig. Bei Ostrea spp ist die Cd-Konzentration von der Größe des Tieres und der Konzentration der Umgebung unabhängig . Es ist hervorzuheben , daß bestimmte Schwermetalle sich unterschiedlich in verschiedenen Organen und verschiedenen Arten akkumulieren. Jeder Organismus zeigt physiologische Variationen, die sich während des Jahres ändern. Dieser Faktor ist bei Analysen unbedingt zu berücksichtigen. So zeigte z.B. Patella vulgata die höchsten Cd und Zn-Konzentrationen während der Laichzeit bei minimalem Körpergewicht. Dies stellt allerdings keine Regel dar und es müssen daher noch Untersuchungen auf diesem Gebiet folgen. Der Autor konnte bei seinen Experimenten beobachten , daß Cd, Cu und Zn in O. edulis und Mn und Zn in C. gigas unabhängig von der Körpergröße sind, während Pb und andere Schwermetalle in O. edulis sowie Cd, Cu und Pb in C. gigas höchste Konzentrationen in kleineren Individuen zeigten. Man muß beachten , daß verschiedene Autoren zu unterschiedlichen Ergebnissen kamen.

TABATA 1969, untersuchte Schwermetalle und ihre Einwirkung auf aquatische Organismen, so u.a. die Wirkungen verschiedener Zn-Konzentrationen und pH-Werte. Von allen

exponierten Organismen zeigten sich die Larven von Mytilus edulis als die empfindlichsten , da sie bereits nach 24 Std. bei einer Konzentration <0,3 mg/l Zn und einem pH-Wert von 8,9-9,3 starben. Der Autor vermutet, daß dies auf die besonderen Nahrungsaufnahmemechanismen dieser Bivalvies zurückgeht: die feinen , von ihnen ab - sorbierten Schwebstoffe, werden im Magen-Darm-Trakt gelöst und wirken toxisch.

PHILLIPS 1977 , untersuchte die Wirkung von Schwermetallen auf Mollusken und konnte eine Abhängigkeit von Jahreszeit, Alter, Geschlecht, Größe des Organismus, sowie ihrer Position in der Nahrungskette feststellen. Beim Zusammen - spielen von verschiedenen Metallen , Temperatur und Salinität zeigten sich Unterschiede.

Bei Untersuchungen über die akute Toxizität verschiedener Schwermetalle, reagieren die Eier von Amnicola sp bedeutend unempfindlicher als die adulten Tiere. Nach REHWOLDT et al. 1975, läßt sich dies möglicherweise mit der Tatsache korrelieren, daß Eier von der Umwelt unabhängig sind, ihre eigene vorproduzierte Nahrung aufnehmen und somit weniger empfindlich auf die umgebende Wasserqualität antworten . Für den TLm-Wert (24 und 96 Std. in mg/l) konnten die folgenden Konzentrationen festgestellt werden:

Amnicola-Eier: Cu: 4,5 - 9,3*; Zn: 28,1 - 20,2;
Cd: 5,1 - 3,8 ; Hg: 6,3 - 2,1;
Amnicola-Adulte : Cu: 1,5 - 0,9; Zn: 16,8 - 14,0;
Cd:10,1 - 8,4; Hg: 1,1 - 0,08;

Schwermetalle zeigen auch in geringeren Konzentrationen Einfluß auf die Entwicklung von Organismen. RAVERA 1977 , untersuchte Biomphalaria glabrata. Während der ST_{50} (Sur - vival Time)-Wert für Cd und Cu bei niedrigen Konzentrationen (0,1 und 0,5 ppm) für Embryonen größer ist als für Adulte ist er aber bei höheren Konzentrationen (1,0 ppm) für beide gleich. In Konzentrationen von 0,1 ppm Cd sowie 0,1 ppm Cu konnten die Embryonen ihre Entwicklung nicht ab - schließen; Konzentrationen von 0,3 und 1,0 ppm Pb führten zum Tode alle Embryonen.

(*Die Werte für Cu sind vom Autor - in der Publikation - wahrscheinlich umgekert zitiert).

WATLING 1982, untersuchte die Einwirkung von Zn, Cd und Cu auf die Larval-Entwicklung von drei Arten in Süd-Afrika : Crassostrea gigas, C. margaritacea und C. cucullata . Er konnte eine direkte Relation zwischen Erhöhung der Konzentration und der Verminderung des Wachstums fest - stellen. Je älter die Larven waren , um so größer war die Toleranz gegenüber Schwermetallen. Die Toxizitäts - Einstufung ist folgendermaßen : Cu > Zn > Cd für die Wachstumsrate und Cu > Cd > Zn für den LC_{50}-Wert.

CAIRNS et al. 1976, führten Biotests mit drei Gruppen von Mollusken durch: Goniobasis livescens, Physa integra und Lymnaea emarginata wurden in subletalen Konzentrationen (0,2 x 48 Std. LC_{50}-Wert) von verschiedenen Substanzen bei unterschiedlichen Temperaturen exponiert . Von den drei Arten ist L. emarginata die empfindlichste . Es konnte festgestellt werden , daß die Tiere , die vorher in subletalen-Konzentrationen ausgesetzt waren , gegenüber Temperatur - schwankungen sehr empfindlich reagirten . Das konnte bei allern Arten gleichmäßig festgestellt werden . Bei Experimenten mit Cu, Pb und Zn wurde beobachtet , daß Cu am stärksten und Pb am wenigsten stark toxisch wirkt.

Auch bei den in dieser Arbeit erfolgten Untersuchungen mit A. canaliculata konnte derselbe Sachverhalt bestätig werden.

Bei Untersuchungen des Zusammenhangs zwischen Schwer - metallgehalt und Wasserhärte stellte TABATA 1969a fest, daß unter Verwendung des TLm-Wertes , die Toxizität von Zn, Cu und Cd in weichem Wasser größer ist ; für Hg konnte kein Einfluß beobachtet werden.

Durch den Vergleich verschiedener Organismengruppen , konnten BELLAVERE u. GORBI 1981 , feststellen , daß große Unterschiede in der Schwermetallempfindlichkeit auftraten. Die durchgeführten Untersuchungen dienten zur Festlegung von Wasserinhaltsstoffen . Zu den Tests wurden folgende Arten verwendet : Daphnia magna , Biomphalaria glabrata und Brachidanio rerio , wobei B. glabrata einen 96 Std. LC_{50}-Wert von 0,30 mg/l Cd und 0,04 mg/l Cu und

eine höhere Empfindlichkeit als B. rerio zeigte. Ein Vergleich des IC_{50}-Wertes von Daphnia und des LC_{50}-Wertes nach 24 Std. von B. glabrata erbrachten für Cd und Cu die gleiche Empfindlichkeit, wobei Cu jedoch in allen durchgeführten Untersuchungen die höchste Toxizität aufwies.

PICKERING u. HENDERSON 1966, stellten bei ihren Beobachtungen mit Schwermetallen fest, daß sich Cu als das am stärksten toxische Metall erwies. Bei höheren Konzentrationen stellten sie bei Fischen Schleimproduktion fest. Der 96 Std. TLm-Wert in Weichwasser lag für Cu zwischen 0,022 mg/l und 0,66 mg/l, für Cd zwischen 0,63 und 2,84 mg/l, für Zn zwischen 0,78 und 6,44 mg/l und für Pb zwischen 5,58 und 31,5 mg/l.

COUGHTREY u. MARTIN 1977, führten Untersuchungen unter zwei Aspekten durch. Zum einen fanden sie heraus, daß sich Mollusken als Bioindikatoren eignen, zum anderen untersuchten sie die Kontamination von Helix aspersa mit Pb, Zn, Cd und Cu. Für Zn, Cd und Cu wurde eine direkte lineare Beziehung zwischen Schneckengröße und Schwermetallgehalt festgestellt. Es ist notwendig, Entwicklungsstadium und Physiologie der untersuchten Individuen zu beobachten, da physiologische Faktoren einen großen Einfluß ausüben können; manchmal sind diese größer als die Umweltfaktoren selbst. Das bedeutet, daß bei gleichem Schwermetallgehalt in unterschiedlichen Gebieten verschiedene physiologische Mechanismen auftreten, was zu unterschiedlichen Reaktionen führt.

Bei Experimente mit Physa integra exponiert in Cd, wurde folgendes beobachtet: Bei Konzentrationen von 85,5 µg/l nach 7 Tagen Exposition war die Überlebungsrate signifikant verringert. Für 21 Expositions-Tage, lag die Konzentration bei 27,5 µg/l. Bei dieser Konzentration wurde zwar noch Bewegungen von Physa festgestellt, sie hatte aber keine Möglichkeit zur Nahrungsaufnahme mehr. Bei allen toten Organismen zeigte sich eine Schleimschicht. Folgende LC_{50}-Werte wurden ermittelt: für 96 Std., >300 µg/l; für 7 Tage, 114 µg/l; für 28 Tage, 10,4 µg/l. Was Pb

betrifft, konnte man beobachten, daß, trotz extrem toxischer Wirkung auf Amphipoden, Konzentrationen über 585 µg/l sich als nicht signifikant für das Überleben von Physa nach 28 Tagen Exposition erwiesen. Die Autoren konnten beobachten, daß in verschiedenen Entwicklungsstadien eine unterschiedliche Toleranz gegenüber Metallen besteht . Die Unfähigkeit von Physa Nahrung aufzunehmen (Streßfaktor), gleicht den Beobachtungen bei Taphius glabratus , exponiert in 50 µg/l Cd oder 100 µg/l Cu oder 100 µg/l Zn. (SPEHAR et al. 1978)

DENTON u. BURDON-JONES 1981, untersuchten die Wirkung von Hg, Cd und Pb auf Saccostrea echinata in verschiedenen Salinitäts- und Temperaturbereichen. Von allen Schwermetallen erreichte Hg die höchste Konzentration in den Organismen. Die höchste Akkumulation wurde in den Kiemen, die geringste im Schließmuskel festgestellt. Für die Exkrektionsgeschwindigkeit gilt: Pb > Hg > Cd. Für Hg und Cd zeigte sich in den Kiemen die größte "turnover rate". Die Temperatur hatte keinen Einfluß auf die Ausscheidung, für Hg führte die Salinität jedoch zu verschiedenen Reaktionen.

Die Akkumulation und Ausscheidung von Cu in Busycon canaliculata wurden von BETZER u. PILSON 1975 untersucht. Sie beobachteten, daß die Akkumulationsrate proportional dem Gehalt in der Umwelt war. Das primäre Akkumulationsorgan für Cu stellen die Kiemen dar(was in anderen aquatischen Organismen auch beobachtet wurde). Nach einer gewissen Akkumulationszeit sind die höchsten Konzentrationen im Magen-Darm-Trakt zu finden. Weiterhin wurde festgestellt, daß nicht der gesamte Cu-Gehalt des Blutes zur Hämocyaninbildung gebrauch wird ; eine Exkretion von Cu ist durch die Eiablage möglich.

BETZER u. YEVICH 1975, untersuchten ebenfalls B. canaliculata auf Cu-Verträglichkeit und stellten eine sehr hohe Resistenz fest. Alle untersuchten Tiere überlebten bis 77 Tage in einer Konzentration von 200-500 µg/l unter natürlichen Bedingungen. Der größte Teil des Cu wurde in den Kiemen abgelagert, aber auch in anderen Organen , wo

auch histologische Schäden beobachtet wurden.

Analysen verschiedener Organe von Haliotis tuberculata an der Nordküste Frankreich ergaben nach BRYAN et al. 1977, daß diese Gastropoden durch die Nahrungsaufnahme mehr Schwermetalle akkumulieren , als durch den sie um - gebenden Wasserkörper. Pb wird unterschiedlich stark in den verschiedenen Organen angereichert (z.B., in der linken Niere 7,0 ppm und in der rechte Niere 20,0 ppm) . Bei Cu fanden sich die größten Konzentrationen im Blut (Hämocyanin) und in der linke Niere, während andere Schwer metalle im Magen-Darm-Trakt und in der rechte Niere in den höchsten Konzentrationen vorlagen. Im Gegensatz dazu zeigte Zn eine homogene Verteilung im ganzen Körper , was die Autoren zu der Annahme veranlaßte , daß möglicher - weise ein Regulationsmechanismus bei H. tuberculata existiert.

NIELSEN U. NATHAN 1975, analysierten Cd, Pb, Cu, Hg, Zn in 13 verschiedenen Molluskenarten von Neuseeland. Es wurden unterschiedliche Konzentrationen in den einzelnen Mollusken festgestellt. (z.B. Ostrea lutaria hat ein Cd - gehalt von 0,12 - 7,9 µg/l und Paphies australis, 0,07 - 0,17 µg/l). Pecten novaezelandia zeigte sehr hohe Cd-Konzentration im Magen-Darm-Trakt (329 µg/l); sie waren in den eßbaren Teilen jedoch sehr viel geringer.Weiterhin konnte aufgezeigt werden daß die Pb-Werte intra- und inter-spezifisch sehr stark streuten (z.B. Perna canalicu lata, 0,1 - 8,8 µg/g; Crassostrea glomerata, 0,2 - 21,0 µg/g). Die höchsten Konzentrationen traten stets in der Nähe von Städten auf. Mytilus edulis zeigte die höchste Hg-Konzentration (0,23 µg/g).

GUPTA et al. 1981, führten Biotests mit Viviparus benga - lensis aus Indien durch, um den 96 Std.LC_{50}-Wert gegenüber verschiedener Schwermetallen zu ermitteln; sie kamen zu folgenden Ergebnissen (in ppm):
Cu: 0,088 (0,082-0,096); Zn: 2,83 (2,31-3,64); Cd: 8,40 (8,28-9,83); Bei allen untersuchten Schwermetallen ergab sich folgende Toxizitätsreihe: Cu >> Zn>Cr>Cd>Ni. Was das

Verhalten der Mollusken betrifft , wurde festgestellt, daß sie bei höheren Konzentrationen längere Zeit bewegunslos in ihre Schale zurückgezogen am Aquariumboden blieben und dabei sehr viel Schleim produzieren . Bei geringeren Konzentrationen hielten sie sich an den Wänden des Aquariums auf.

SUNILA 1981, ermittelte den 24 Std. LC_{50}-Wert und beobachtete Verhaltensänderungen von Mytilus edulis exponiert in Cd und Cu. Als LC_{50}-Wert für Cu ergab sich 0,4 ppm und für Cd 4,0 ppm. Der EC_{50}-Wert (Eingraben der Schnecken) betrug für Cu 0,2 ppm und für Cd 0,5 ppm. Der EC_{50}-Wert (Wimperschlag) für Cu, 1,4 ppm und für Cd 5,1 ppm. Es wurde beobachtet , daß kleinere Individuen eine größere Resistenz gegenüber Cd besaßen. Bei der Exposition in Cu zeigte sich eine große Schleimproduktion; in Cd tritt eine Änderung von Epithelzellen ein.

Die Schleimproduktion stellt einen typischen Schutz - mechanismus gegenüber ungünstigen Umweltbedigungen dar . Sie konnte oft bei A. canaliculata beobachtet werden. Auch ein verändertes Verhalten bezüglich der Bewegung, sowie ein zurückziehen in die Schale wurden deutlich beobachtet.

PHILLIPS 1985, hat Perna viridis als Indikator für Schwermetalle in den Küstengewässern Hong-Kongs untersucht und konnte dabei beobachten , daß sich die Art für Cu und Pb ausgezeichnet eignet; für Cd, Hg und Zn sind jedoch noch weitere Experimenten notwendig.

SCHULZ-BALDES 1982, untersuchte Pb unter Laborbedingungen in Mytilus edulis. Der LT_{50} (Lethal-time) für 5,0 mg/l ist in 105 Tagen erreicht; für 1,0 mg/l in 129 Tagen; für 0,5 mg/l in 150 Tagen. Die Kontroll-Tiere lebten 218 Tage . Es zeigte sich eine Pb-Anreicherung um das 8000 bis 40000-fache gegenüber dem Medium in der Natur und im Labor.

Bei ihren Experimenten mit Biomphalaria glabrata exponiert in $CuSO_4.5H_2O$, konnten ISHAK u. MEHAMED 1975 beobachten, daß Organismen die über längere Zeit unter subletalen Bedingungen lebten , eine höhere Mortalitätsrate aufwiesen, sowie eine Verringerung des O_2-Verbrauchs zeigten . Die

unter höheren Konzentrationen lebenden Organismen zogen sich bevorzugt in die Schale zurück; ab 2,0 ppm $CuSO_4$ zeigten sie Gleichgewichtstörungen und hielten sich fast nur in der Bodenregion des Aquariums auf. Die Anwendung subletaler Konzentrationen im Labor erscheint effektiv ; im Gelände spielen jedoch viele Umweltfaktoren eine wichtige Rolle und bedingen somit den Einsatz höherer Konzentrationen , um vergleichbare Ergebnisse zu erhalten. Die Wirkung von Cu auf Mollusken hängt mit grundlegenden enzymatischen Systemen zusammen. $CuSO_4$ in Konzentrationen von 0,5 , 1,0 und 2,0 ppm zeigte nach 96 Std. Exposition eine Überlebensrate von 30, 25 und 12,5%.

Beim Vergleich Labor/Natur beobachtet man , daß in der Natur die Grenzen höher liegen als im Labor und die viel zahl der Aspekte nicht berücksichtigt werden kann . Allerdings besteht im Labor die Möglichkeit , Unter - suchungen über die Existenz von "diluierenden-Streß - faktoren" zu beweisen. So zeigen z.B. Beobachtungen der Reaktionen von Pimephales promelas auf Selen keine deutlichen Veränderungen, selbst bei potentiell letalen Konzentrationen , was bei WATENPOUGH u. BEITINGER 1985 , zur Schlußfolgerung führte , daß mehrere Untersuchungen auf Verhaltensänderungen notwendig sind, um eine Verringerung der Fitness und eine Erhöhung der Mortalität zu vermeiden. Unter diesem Aspekt zeigt sich die Notwendig keit , immer mehr Untersuchungen auf subletalem Niveau zu entwickeln , um exakte Umweltkriterien zu erhalten.

CADMIUM: Ist nach MERIAN 1984, ein nicht notwendiges Element. Der Eintrag in Gewässer erfolgt direkt über Ab - wässer und Niederschläge , indirekt durch die Auswaschung aus verwitterten Gesteinen, Böden, Klärschlammdeponien , u.a. In Flüssen und Seen findet man ca. 0,1 µg/l , an der Meeresoberfläche 1-15 ng/l und in der Tiefe bis zu 100 ng/l. Aquatische Organismen reagieren sehr unterschiedlich auf Cd-Ionen. Bei Süßwasserorganismen treten ab 1 µg/l , bei marinen ab 7 µg/l toxische Effekte auf. Die Letal - schwelle liegt zwischen 2 und 100 µg/l für einige

Organismen; für Forellen jedoch bei 3 mg/l , bei Krebs - tieren bei 0,03 bis 0,4 mg/l. Bei aquatischen Invertebraten fand man die höchsten Rückstände in den inneren Organen. Der Rückstandswert ist abhängig von der Temperatur des Gewässerns, der untersuchten Art und ihrer Reproduktions- aktivität.

PART et al. 1985, beobachteten,daß die Toxizität von Cd für Fische von der Wasserqualität abhängig ist. So verringert sich die Toxizität bei einer Zunahme der Härte, Salinität und Alkalinität.Cd wird hauptsächlich über die Kiemen assimiliert.

NRIAGU 1983, beobachtete , daß einige Fischgruppen niedrige Konzentrationen meiden , während sie sich in höheren Konzentrationen gerne aufhalten. Er vermutete , daß dies in der schon weitgehenden Schädigung der Rezeptor organen begründet liegt.

Nach RAVERA 1977, ist die Wirkung von Cd auf demographische Parameter (z.B. Fruchtbarkeit , Mortalität , etc)in Physa acuta von der Jahreszeit beeinflußt. Man konnte beobachten, daß in adulten Tieren die Mortalitätsrate proportional der Konzentrationserhöhung war; die Reaktionen waren je nach Jahreszeit verschieden. (Eine Temperatursteigerung hat somit erhöhte Toxizität zur Folge). Biomphalaria glabra- ta und Physa acuta konnten in Regionen mit einer Konzentration von mehr als 100 ppb Cd nur wenige Tage überleben.

Bei den verschiedenen aquatischen Organismen ist die Akkumulation von Cd sehr unterschiedlich. Crustaceen sind sehr resistent , ebenso die Muschel Crassostrea virgini- ca , die Cd in einer Quantität akkumulieren kann , die die zugelassenen Höchstmengen für den Menschen weit überschreitet, was wiederum eine Gefahr für den Menschen durch ihren Verzehr darstellt.

Bei Untersuchungen über Bulia digitalis in Süd-Afrika , beobachteteten CUTHBERT et al. 1976 , daß diese Mollusken viel Cd akkumulieren und der größte Teil in den inneren Organen angereichert wird.

Nach MERIAN 1984, beträgt der LC_{50}-Wert für Physa integra in Weichwasser nach 28 Tagen 0,010 mg/l. Physa girina und Amnicola sp haben nach 96 Std. Expositionsdauer in Hartwasser einen LC_{50}-Wert von 0,43 mg/l bzw. 8,4 mg/l.

Über die innerartliche biologische Variabilität ist man sich klar , deren Anwendung in der Praxis ist dagegen noch unzureichend. So untersuchte z.B. WILLIAMSON 1979, Cepaea hortensis und konnte dabei die Feststellung machen, daß der Cd-Gehalt im Weichkörper mit dem Alter zunimmt , jedoch ab einem bestimmten Alter große Tiere eine niedrigere Konzentration als kleinere haben. Es ist möglich, daß hier ein "steady-state" während des Lebens des Individuums erreicht wurde. Der Magen-Darm-Trakt zeigt größte Cd-Akkumulation während aller Lebenszyklen auf.

C A D M I U M

K / %	0.0	310	610	1220	1830	2440	3660
	100	-	80	20	-	0	0
	100	100	60	40	20	-	-
	100	60	20	0	0	-	-
	100	100	80	60	40	-	-
	100	100	80	20	40	-	-

K = Konzent. (µg/l) % = Überlr. nach 96 Std.

LC_{50}:

910 µg/l ; 910 µg/l ; 410 µg/l; 1490 µg/l ; 910 µg/l;

LC_{50} = 856 µg/l (410-1490)

Tab.4.2.2.6 - Ermitlung des LC_{50}-Wertes, nach 96 Std. Exposition für Cadmium.

C A D M I U M

K. / %	0.0	310	610	1220	1830	2440	3660
	100/0	-	0/100	0/100	-	0/100	0/100
	100/0	40/20	0/100	0/100	0/100	-	-
	100/0	0/100	0/100	0/100	0/100	-	-
	100/0	100/0	0/100	0/100	0/100	-	-
	100/0	60/0	0/100	0/100	0/100	-	-

K = Konzent. (µg/l) % = Indiv. nach 96 Std. (NEC/EC)

NEC_{50}:

310 µg/l ; 290 µg/l ; 160 µg/l ; 160 µg/l ; 350 µg/l ;

NEC_{50} = 239 µg/l (160-350)

EC_{50}:

310 µg/l ; 420 µg/l ; 160 µg/l ; 160 µg/l ; 450 µg/l ;

EC_{50} = 270 µg/l (160-450)

GRAD DER TOXIZITÄT : Gruppe E, hoch giftig (< 1 mg/l)

Tab.4.2.2.i - Ermittlung der NEC_{50}- und EC_{50}-Werte , nach 96 Std. Exp. für Cadmium (µg/l).

Für die Untersuchungen mit A. canaliculata , bei Betrachtung von Abb. 4.2.1.b und 4.2.1.c kann man folgendes feststellen: Bei einer Konzentration von 310 µg/l zeigten nach 96 Std. Expositions bereits 15% der Individuen re - aktion 6 und mehr als 50% waren schon in einem ver - anderten Zustand. Bei einer Konzentration von 610 µg/l

waren nach 96 Std. 36% der Individuen tot und alle anderen in einen subletalen Zustand. In 2440 µg/l zeigten schon nach 12 Std. Exposition 100% der Individuen subletale Reaktionen (Reaktion 5 + 6) und nach 96 Std. waren alle tot.

Die Tab. 4.2.2.h , zeigt den Prozensatz an überlebenden Individuen nach 96 Stündiger Expositionszeit , zwecks Berechnung des LC_{50}-Wertes.

Die Tab. 4.2.2.i stellt den prozentualen Anteil der Individuen an den Verhaltensstufen 1 + 2 + 3 zur Berechnung des NEC_{50}-Wertes und den Verhaltensstufen 5 + 6 + 7 zur Berechnung des EC_{50}-Wertes nach 96 Std. Expositionszeit dar.

Bei diesen Untersuchungen lag der LC_{50}-Wert bei einer Konzentration von 856 µg/l , der EC_{50}-Wert bei 270 µg/l und der NEC_{50}-Wert jedoch schon bei 239 µg/l Cd.

Wenn man diese Werte mit denen von FÖRSTNER u. WITTMANN 1981, vergleicht so laßt sich beobachten daß A. canaliculata in einen Zwischenbereich bezüglich Empfindlichkeit gegenüber Cd liegt.

KUPFER: ist nach MERIAN 1984 , an vielen Lebensprozessen beteiligt. Die durchnittlichen Konzentrationen im Ozean sind < 0,0003 mg/l und im Süßwasser < 0,01 mg/l. Obwohl Cu für Lebenwesen notwendig ist , können Vergiftungen durch dieses Element auftreten , bedingt durch genetischen Störungen oder durch erhöhte Konzentrationen. Cu ist bei Schnecken ein Bestandteil des Blutproteins (Hämocyanin) und dient dem Sauerstofftransport im Blut . In Fischen und Muscheln ist es zum größten Teil in der Leber gespeichert, wird aber nicht in der Nahrungskette angereichert.

Nach MOORE u. RAMAMOORTHI 1984, können Meeresorganismen mehr Cu als Süßwasserorganismen akkumulieren. Cu ist ein sehr toxisches Element für aquatische Invertebraten. Der LC_{50}-Wert ist normalerweise kleiner als 0,5 mg/l (kann von 0,006 bis > 225 mg/l variiren) . Für Fische beträgt

er 0,017 bis 1,0 mg/l, in hartem Wasser bis zu 3,0 mg/l.

DOUDOROFF u. KATZ 1953, beobachteten , daß die Toxizität von Cu für Fische in weicherem Wasser viel größer ist.

EIFAC 1976 führte Untersuchungen über die Wirkung von Cu auf aquatische Organismen durch. Dabei wurde folgendes festgestellt:

- die Toxizität erhöht sich bei weichem Wasser , sowie bei niedrigen Temperaturen im Winter.
- bei einer Konzentration von 0,1.(96 Std. LC_{50}-Wert) tritt eine schädigende Wirkung bzgl. des Wachstums einiger Arten auf.
- im allgemeinen ist die Toxizität im Gelände geringer als im Labor. Abwässer , die Cu enthalten, sind weniger schädlich als Lösungen die im Labor verwendet werden , da sich möglicherweise Komplexe mit anderen anwesenden Substanzen bilden, die dann weniger toxisch wirken.

Nach TRAIN 1979 wird wegen der unterschiedlichen Empfindlichkeit von Cu eine Konzentration von 0,1.LC_{50} -Wert als Umweltqualitätskriterium (Grenzwert) für empfindliche Arten empfohlen. Der Grenzwert nach EG-Richtlinie für Salmonidengewässer (Lachs u. Forellen) beträgt 0,04 mg/l. Es ist zweifelhaft , ob die Toxizität von Cu von der Wasserhärte beeinflusst wird.

WINNER 1985,hat mehrere Untersuchungen mit Daphnia spp durchgeführt und festgestellt , daß weder Ca noch Mg die Toxizität von Cu verringern. Er konnte aber nicht klären, ob die Härte die Toxizität dieses Metalls beeinflusst. Wahrscheinlich verringert die Härte die akute Toxizität, hat aber nur geringen Einfluß auf die chronische Toxizität.

MARTOJA et al. 1980, beobachteten die Entwicklung von Cu auf Littorina littorea. Die Akkumulation ist altesbedingt und hängt mit dem Abbau des Hämocyanin zusammen. Die Umwelt spielt dabei keine Rolle. Durch eine Intoxikation von Cu zeigten sich Schädigungen in den Kiemen. Da L. littorea unabhängig von der Umwelt Schadstoffe akkumuliert, ist sie ein schlechter Anzeiger für die Umweltqualität.

AKBERALI u. BLACK 1981, untersuchten Verhaltensänderungen von Scrobicularia plana exponiert auf Cu. Schon bei Konzentrationen von 0,01 ppm zeigen sich auffallende Verhaltensänderungen. Bei einer Konzentration von 0,5 ppm sind 50% der untersuchten Organismen nach 5-7 Tagen tot . Nach dieser Periode muß S. plana die Valven öffnen. Das niedrige Energieniveau und die hohe Akkumulation an Meta - boliten zwingen die Organismen zu diesem Schritt und somit zu einem Interagieren mit der belasteten Umwelt . Die gleiche Reaktion konnte bei Mytilus sp beobachtet werden, wobei Tiere für kurze Zeit auf 0,5 ppm Cu exponiert wurden und scheinbar keine Schäden aufwiesen , da die Schalen sofort geschlossen wurden. Nach einigen Tagen Exposition erhöht sich die Mortalitätsrate allerdings rapide. Dies läßt die Schlußfolgerungen zu , daß das Schließen von Valven bei S. plana in 0,1 - 0,5 ppm eine vorübergehende Reaktion darstellt, weil die Muscheln ihre Valven nach einer bestimmten Zeit wieder öffnen müssen und diese Konzentration bei längerer Zeit letal wirkt.

Bei der vorliegenden Untersuchung mit A. canaliculata konnte beobachtet werden (Abb. 4.2.1.d und 4.2.1.e), daß in einer Konzentration von 94 µg/l nach 84 Std. die meisten Individuen in subletalen Niveau, nach 96 Std. 55% tot waren. Die Ergebnisse der einzelnen Biotests waren nicht einheitlich (zum Teil schwankten die LC_{50}-Werte bis fast um das 10 fache) . Im allgemeinen kann man aber feststellen, daß eine Konzentration von ca. 100 µg/l , nach 96 Std. Exposition für A. canaliculata tödlich ist . Beieiner Konzentration von 1410 µg/l zeigten bereits nach 12 Stunden 100% der Individuen die Reaktion 6.

Die Tab. 4.2.2.j zeigt den Prozentteil der überlenden Organismen nach 96 Std. Exposition. Der emittelten LC_{50} - Wert beträgt 175 µg/l.

Tab. 4.2.2.k stellt die NEC_{50}- und EC_{50}-Werte dar . Die beiden Werte liegen im selben Bereich , was zur der Annahme führt daß der Übergang von essentiell zu toxisch sehr klein ist.

K U P F E R

% \ K.	0.0	94	235	470	940	1410
	100	-	0	40	0	0
	100	40	0	0	0	-
	100	60	80	60	40	-
	100	60	60	40	20	-
	100	20	0	0	0	-

K = Konz. (µg/l) % = Überlr. nach 96 Std.

LC_{50}:

120 µg/l ; 80 µg/l ; 700 µg/l ; 350 µg/l ; 70 µg/l ;

LC_{50} = 175 µg/l (70-700)

Tab. 4.2.2.1 - Ermittlung des LC_{50}-Wertes , nach 96 Std. Exposition für Kupfer (µg/l).

FÖRSTNER u. WITTMANN 1981, fanden für Mollusken Konzentrationen von 0,9 bis 160,9 ppm Cu. Das zeigt deutlich , daß A. canaliculata ein sehr empfindlicher Organismus gegenüber diesem Schwermetall ist. Außerdem wurde bestätigt , daß Cu eine der toxischsten Substanzen für aquatische Organismen ist.

Bei Untersuchungen (DMA 1980/1984), die in Gewässern von Rio Grande do Sul durchgeführt wurden, stellte man folgendes fest: Im Guaiba-Fluß wurden bis 270 µg/l Cu , im Sinos-Fluß bis zu 340 µg/l gemessen , wobei dieser Wert schon in Nähe der Quellregion auftrat. Der Cu-Gehalt

könnte somit das Fehlen der Ampullariiden in dieser Region erklären , trotz den günstigen Lebens-Bedingungen. Daneben ist die große Bedeutung des Cu im Cai-Fluß hervor zuheben, da hier Konzentrationen bis zu 7700 µg/l gemessen wurden.

K U P F E R

K. / %	0.0	94	235	470	940	1410
	100/0	-	0/100	0/100	-	0/100
	100/0	0/100	0/100	0/100	0/100	-
	100/0	0/100	0/100	0/100	0/100	-
	100/0	0/100	0/100	0/100	0/100	-
	100/0	0/100	0/100	0/100	0/100	-

K = Konz. (µg/l) % = Ind. nach 96 Std. NEC/EC

NEC_{50} = EC_{50}

120 µg/l

GRAD DER TOXIZITÄT : Gruppe E, hoch giftig (< 1 mg/l)

Tab.4.2.2.k - Ermittlung der NEC_{50}- und EC_{50}-Werte , nach 96 Std. Exp. für Kupfer (µg/l).

Zum QUECKSILBER läßt sich sagen , daß jährlich 9200 t. verwendet werden. Methyl-Hg ist die toxischste be - kannte Form (KLEE 1985).

Hg stellt ein Element dar, das sich in Organismen stark anreichert. GLASS 1973, konnte aufzeigen, daß die Hg -

Konzentrationen in Organismen wesentlich höher liegen als in ihrer Umgebung. So zeigt z.B. Esox lucius , der am Ende einer Nahrungskette steht, einen 3000-fach höhen Hg-Gehalt auf,als das umgebende Wasser. Bei Phytoplankton , Macro - phyten und Süßwasserfischen kann der Anreicherungsfaktor einen Wert von 1000 erreichen , bei anderen Invertebraten einen Wert bis 100000. Die Einwirkungsart von Hg ist ab - hängig von den folgenden Faktoren: Umweltparameter, unter suchte Arten, Alter sowie die Anpassung der verschiedenen Arten an Umweltbedingungen. Aufgrund dieser Faktoren ist es schwierig, Meßergebnisse von einer Art zu verallgemeinern.

Die größte Vergiftungsgefahr für Hg besteht durch den Verzehr kontaminierter Fische. Nach MERIAN 1984, findet die größte Akkumulation in Leber und Niere statt. Bio - chemische Einwirkungen sind schon ab Konzentrationen von 0,01 mg/l festzustellen. Der 96 Std. LC_{50}-Wert für Krabben beträgt 0,006 µg/l. Das Methyl-Hg ist embryotoxisch und wird aus kontaminierten Fischen und andere Wasserorganismen aufgenommen. Organische Verbindungen sind am giftigsten. Der Hg-Gehalt im Süßwasser beträgt normalerweise etwa 0,1 µg/l im Meerwasser etwa 0,03 µg/l. Der Rhein enthält etwa 0,5 µg/l, die Schweizer Seen bis 4 ng/l.

Nach PACHECO et al. 1983, zeigen einige Flüssen in Rio Grande do Sul höhere Hg-Konzentrationen,als die für aquatische Lebewesen zulässigen Höchstwerte (0,0002 mg/l).

FRIBERG et al. 1979, beobachteten, daß aquatische Systeme unter natürlichen Bedingungen Hg hauptsächlich durch bakterielle Aktivität produzieren.

DOUDOROFF u. KATZ 1953, konnten in ihren Untersuchungen mit Gasterosteus aculeatus feststellen, daß Hg in weichem Wasser schon in einer Konzentration von 0,01 ppm toxisch wirkt. Weiterhin zeigten sie , daß man bei Biotests, die auf der statischen Methode beruhen, eine geringere Toxizität erhält als bei solchen, die auf der dynamischen Methode basieren.

FERREIRA et al. 1979, untersuchten den Hg-Gehalt in eß -

baren Fischen aus der Region von São Vicente , in São Paulo (Brasilien). Dabei zeigte sich einerseits, daß die Hg-Konzentrationen aus dieser Region sehr hoch liegen , aber anderseits zeigten sie keinen Unterschied zu denen aus unbelasteten Regionen. Weiterhin lag kein Unterschied zwischen herbivoren und carnivoren Fischen hinsichtlich des Hg-Gehaltes vor. Sie stellten fest, daß bei unter - schiedlichen Entwicklungsstadien kein "steady-state" vor- handen war, sondern die Hg-Konzentrationen starken Schwankungen unterlagen.

Bei ihren Untersuchungen von Mollusken und Algen in Israel in einem Gebiet mit hoher Industrialisierung, konnten HORNUNG et al. 1981 sehr hohe Hg-Konzentrationen fest - stellen, wobei die Algen eine geringere Hg-Konzentration aufwiesen.

In Littorina errorata besteht 3-10% des kontaminierten Hg aus Methyl-Hg; bei anderen Tieren kann der Anteil bis zu 70% ausmachen. Nach MOORE u. RAMAMOORTHI 1984, lassen sich die Unterschiede auf die Position in der Nahrungskette zurückführen. Die akute Toxizität von HgCl für Meeres- und Süßwasserinvertebraten ist abhängig von dem Entwiklungs stadium des Tieres, von der Art sowie von den Umwelt - bedingungen. Für Amnicola sp liegt der LC_{50}-Wert für Eier bei 2,10 mg/l und für Adulten bei 0,08 mg/l; dieser gravierende Unterschied läßt sich auf die harte Eischicht zurückführen, die den Eiinhalt vor der Umgebung schützt. REHWOLD et al. 1971, konnten ähnliches bei verschiedenen Schwermetalle feststellen.

Bei Tests mit verschiedenen Hg-haltigen Substanzen an Mollusken konnte beobachtet werden, daß bei einer Konzentration von 3-10 ppm alle exponierten Australorbis glabratus nach 24 Std. abgestorben waren. Der 96 Std. LC_{50}-Wert für Oncomelania nosophora betrug 40 ppm. (GLASS 1973).

RAMAMURTHI et al. 1982, untersuchten Pila globosa (Ampul- lariidae) aus Indien und erhielten dabei die folgenden LC_{50}-Werte für Hg:

1,108 ppm (nach 24 Std. Exposition); 0,369 ppm (48 Std.) und 0,296 ppm (72 Std.). Die erhaltenen Konzentrationen sind denen von A. canaliculata (Selbe Familie; s. Kap. 4.1.2), aus Rio Grande do Sul sehr ähnlich.

In einer Untersuchung über die Gastropodenart Monodonta articulata wurde beobachtet, daß sie sich ab einer Konzentration von ca. 800 µg/l Hg in die Schale zurückzieht . Ab einer Konzentration von 250 µg/l zeigt sie eine Verringerung ihrer Aktivität, inklusive ihres Sauerstoffverbrauchs. Der Schwermetallgehalt bei Gastropoden und Bivalvien ist meist sehr ähnlich, was PHILLIPS 1980, zu der Annahme veranlaßt , daß beide einen ähnlichen Mechanismus zur Aufnahme von Schwermetallen besitzen.

Die Tab. 4.2.2.1 gibt Aufschluß über die von PACHECO 1984, aufgeführten Hg-Gehalte von biologischen Proben , insbesondere von Fischen aus verschiedene Gewässern von Rio Grande do Sul.

Fluß-System	Hg-Konzentrationen (ppm)	
	Muskeln	Innere Organe
Gravataí	0,03 - 0,90	0,02 - 0,25
Sinos	0,03 - 2,00	0,01 - 1,90
Caí	0,02 - 0,90	0,01 - 0,40
Taquari	0,02 - 0,29	0,03 - 0,19
Jacuí	0,03 - 0,94	0,01 - 0,66
Guaiba	0,04 - 3,30	0,02 - 0,69

Tab. 4.2.2.1 — Hg-Konzentrationen in Fischen (ppm) aus Gewässern in Rio Grande do Sul (Nach PACHECO, 1984).

Außerdem ergaben Untersuchungen mit Mollusken von Jacui - Delta und von Guaiba-Fluß, während der Periode 1980/1981, Konzentrationen von 0,02 bis 0,06ppm (weniger kontaminiert als Fische).

Die Abb. 4.2.1.f und 4.2.1.g zeigen, daß bei einer Konzentration von 152 µg/l nach 96 Std. Exposition ca. 70% der A. canaliculata subletale Reaktionen zeigten ; bei 380 µg/l waren 76% der Individuen tot, 8% mit Reaktion 5 und 16% mit Reaktion 6. Es muß hervorgehoben werden , daß nach 72 Std. alle exponierten Individuen sich bei dieser Konzentration im subletalen Zustand befanden.

Q U E C K S I L B E R

% \ K.	0.0	76	152	230	380
	100	100	100	60	40
	100	100	100	80	0
	100	100	100	100	40
	100	100	80	80	40
	100	100	100	100	0

K = Konz. (µg/l) % = Überlr. nach 96 Std.

LC_{50}:

300 µg/l ; 290 µg/l ; 350 µg/l ; 345 µg/l ; 300 µg/l ;

LC_{50} = 318 µg/l (290-350)

Tab.4.2.2.m- Ermittlung des LC_{50}-Wertes , nach 96 Std. Exposition für Quecksilber (µg/l).

Tab. 4.2.2.m zeigt den Prozentsatz überlebender Individuen nach 96 Std. Exposition, sowie die Berechnung des LC_{50} -

Wertes. Die verschiedenen Wiederholungen ließen eine sehr enge Korrelation erkennen; es ergab sich ein Endwert von 318 µg/l.

Q U E C K S I L B E R

% \ K.	0.0	76	152	230	380
	100/0	0/100	0/60	0/100	0/100
	100/0	100/0	100/0	20/20	0/100
	100/0	80/0	20/20	60/40	0/100
	100/0	100/0	40/60	0/100	0/100
	100/0	20/80	0/80	0/100	0/100

K = Konz. (µg/l) % = Ind. nach 96 Std. NEC/EC

NEC_{50}:

40 µg/l ; 200 µg/l ; 120 µg/l ; 140 µg/l ; 45 µg/l ;

NEC_{50} = 90 µg/l (40-200)

EC_{50}:

40 µg/l ; 285 µg/l ; 265 µg/l ; 150 µg/l ; 50 µg/l ;

EC_{50} = 118 µg/l (40-285)

GRAD DER TOXIZITÄT : Gruppe E, hoch giftig (< 1 mg/l).

Tab. 4.2.2.n- Ermittlung der NEC_{50}- und EC_{50}-Werte , nach 96 Std. Exp. für Quecksilber (µg/l).

Tab. 4.2.2.n zeigt den Prozentsatz an Individuen, klassifiziert nach den Verhaltensstufen 1 + 2 + 3 zur Berechnung des NEC_{50}-Wertes, und den Verhaltensstufen 5 + 6 + 7 zur Berechnung des EC_{50}-Wertes, nach 96 Std.Expositions

Der NEC_{50}-Wert liegt beieiner Konzentration von 90 µg/l , der EC_{50}-Wert bei 118 µg/l.

Auch für dieses Schwermetall läßt sich sagen, daß A. cana liculata einen empfindlichen Indikator darstellt , ver - glichen mit den Werten von FÖRSTNER u. WITTMANN 1981.

BLEI-Gehalte im Futter und in Lebensmitteln sind zum größten Teil auf exogene Kontaminationen zurückzuführen . Dabei findet man sehr hohe Akkumulationswerte in Leber und Niere tierischer Organismen, geringere dagegen in Blut, Milch und Muskeln. 90% des Blei-gehalts des Körpers befindet sich in den Knochen. Blei zählt zu den nicht - essentiellen Elementen. "Natürliche" Pb-Gehalten (Dur - schnittswerte) sind, nach MERIAN 1984: Gesteine u. Sedimente: 10-20 ppm; Böden: 10-20 ppm; Oberflächen - gewässer : 1-10 µg/l; Grundwasser: 1-60 µg/l; Meeres - wasser: 0,01-0,05 µg/l. Eine Belastung von Oberflächen - gewässern ergibt sich vor allem durch kommunale und industrielle Abwässer. (Mit Einfluß von Klima, Verkehr , Industrien). Die Werten schwanken zwischen zehn und einigen hundert, manchmal einigen tausend µg/l.

MOORE u. RAMAMOORTHI 1984, stellten eine Bleianreicherung innerhalb der Nahrungskette fest. Im allgemeinen ist Pb für Invertebraten weniger toxisch als Cu, Cd, Zn und Hg , jedoch toxischer als Ni, Co, Mn. Akute Wirkungen stellte man bei Konzentrationen zwischen 0,1 und 10 mg/l fest . (Allerdings kann eine signifikante Mortalität schon zwischen 0,002 und 670 mg/l beobachtet werden). Die Toxizität ist davon abhängig, in wie weit die Individuen die Fähigkeit besitzen, eine physiologische Resistenz gegen über Pb zu entwickeln. Die Reproduktionsrate von Lymnaea palustris verringert sich bei einer Konzentration von 0,036 mg/l um 50%. Für Fische liegt der LC_{50}-Wert zwischen 0,5 und 10 mg/l, während die Werte in hartem Wasser bis zu 400 mg/l erreichen können.

DOUDOROFF u. KATZ 1953, beobachteten daß in Weichwasser - gebieten schon Konzentrationen von 0,1 bis 0,4 ppm Fisch- toxisch wirken.

Nach NRIAGU 1983, sind Salmoniden die besten Indikatoren für Pb, obwohl sich bei ihnen eine sehr starke Abhängigkeit vom pH-Wert einstellt. Aufgrund der bisherigen Untersuchungsergebnisse konnte noch keine "safe concentration" festgelegt werden.

ENK u. MATHIS 1977, erkannten, daß eingrabende - oder vom Sediment ernährende Organismen Pb in sehr starkem Maße akkumulieren. So wurden bei Physa spp Konzentrationen von 9,5 bis 18,96 ppm gemessen. Bei Untersuchungen von Pb in mediterranen Mollusken (Cerastoderma glaucum und Aplysia punctata) stellten VICENTE et al. 1978, die höchsten Konzentrationen im Magen-Darm-Trakt, in den Eiern und den Genitalien fest. Im Tegument konnte kaum Pb nachgewiesen werden, da der Schadstoff nur sehr kurze Zeit mit ihm in Berührung kommt. Außerdem wurde beobachtet, daß diese Mollusken die Fähigkeit besitzen, Pb vom umgebenden Wasser zu akkumulieren, denn sie wurden während des Experiments nicht gefüttert. Eine wichtige Erkenntnis wurde auch das subletale Niveau betreffend gewonnen. Bei Individuen, die noch keine Änderung im Verhalten zeigten, konnten dennoch extreme Veränderungen an der Zellulärstruktur festgestellt werden, was ein großes Risiko für die kommenden Generationen darstellt.

Nach NRIAGU u. SIMMONS 1984, ist die Toxizität bei Invertebraten sehr unterschiedlich. Lymnaea palustris weist eine chronische Mortalität bei 19 µg/l Pb auf, während man bei 12 µg/l noch keine Schäden erkennen kann. Physa integra weist keine Mortalität selbst bei 565 ug/l auf, auch wenn man sie einige Tage in dieser Konzentration exponiert. Es ist hervorzuheben, daß sich die Toxizität erhöht, je länger die Exposition andauert. Die erwartete akute Toxizität bei Fischen liegt in Konzentrationen, die höher als 1000 µg/l sind, während physiologische Schäden (sub-letal) schon ab 8 µg/l zu beobachten sind.

Meeresorganismen können Pb in hohem Maße akkumulieren. So konnte man bei Crassostrea virginica feststellen, daß sie bei Vorkommen von Pb zwar gut überleben konnten,

jedoch deutliche Schäden an den Genitalien aufwiesen.

Von allen untersuchten Schwermetallen zeigte Pb die geringste toxische Wirkung auf A. canaliculata (Abb. 4.2.1.h und 4.2.1.i). Nach 96 Std. Exposition, bei einer Konzentration von 626 µg/l waren nur 16% der Organismen im subletalen Zustand. Erst ab einer Konzentration größer als 1200 µg/l konnte man starke Abweichung vom normalen Verhalten beobachten. In 6260 µg/l waren nach 96 Std. 85% der Mollusken tot und die übrigen im subletalen Zustand (Reaktion 6). Diese Konzentration führte nach 12 Std. bereits bei 90% der Individuen zu erheblichen Verhaltensstörungen und nur 10% der Organismen konnte noch der Stufe 1 zugeordnet werden.

B L E I

K / %	0.0	313	626	1252	2504	3130	6260
	100	-	100	100	40	-	0
	100	100	100	100	-	40	-
	100	-	100	100	80	-	0
	100	-	100	100	80	-	40
	100	-	100	100	100	-	20

K = Konzent. (µg/l) % = Überlr. nach 96 Std.

LC_{50}:

2300 µg/l ; 2800 µg/l ; 3850 µg/l ; 5250 µg/l ; 4800 µg/l ;

LC_{50}: 3614 µg/l (2300-5250)

Tab. 4.2.2.o - Ermittlung des LC_{50}-Wertes , nach 96 Std. Exposition für Blei (µg/l).

B L E I

K. / %	0.0	313	626	1252	2504	3130	6260
	100/0	-	100/0	0/80	0/100	-	0/100
	100/0	80/0	20/80	0/80	-	0/80	-
	100/0	-	40/0	0/80	0/100	-	0/100
	100/0	-	40/0	40/40	0/80	-	0/100
	100/0	-	60/0	20/60	0/100	-	0/100

K = Konzent. (µg/l) % = Ind. nach 96 Std. (NEC/EC)

NEC_{50}:

920 µg/l ; 500 µg/l ; 525 µg/l ; 525 µg/l ; 750 µg/l ;

NEC_{50} = 625 µg/l (500-920)

EC_{50}:

1025 µg/l ; 550 µg/l ; 1000 µg/l ; 1500 µg/l ; 1150 µg/l ;

EC_{50} = 995 µg/l (550-1500)

GRAD DER TOXIZITÄT : Gruppe E, hoch giftig (< 1 mg/l) [fast ...
Gruppe D, stark giftig (1-9 mg/l)].

Tab.4.2.2.p - Ermittlung der NEC_{50}- und EC_{50}-Werte , nach 96 Std. Exp. für Blei (µg/l).

In der Tab. 4.2.2.0 kann man sehen daß der LC_{50}-Wert bei 3614 µg/l lag, jedoch bereits bei 995 µg/l zeigten die betreffenden Organismen ein anormales Verhalten (Tab. 4.2.2.p), wobei ein NEC_{50}-Wert von 625 µg/l und EC_{50}-Wert von 995 µg/l ermittelt wurden.

Die Ergebnisse mit A. canaliculata bestätigen die Untersuchungen von zahlreichen Autoren, daß Pb für aquatische Organismen weniger toxisch als Cu, Cd, Hg und Zn ist.

ZINK spielt als essentielles Metall eine wichtige Rolle bei enzymatischen Prozessen. Es wird von einigen Organismen wie z.B. Austern , und in bestimmten Körpergeweben ges - peichert. Zn-mangel ist nach MERIAN 1984, gefährlicher als eine Überdosis. Für Säugertiere und Menschen ist Zn kaum toxisch, auf Bodenorganismen, Phytoplankton, Pflanzen und aquatischen Organismen wirkt es dagegen sehr giftig. Die meisten Meeresfische haben im Durschnitt Wert 3,0 bis 8,0 ppm Zn, einzelne Fische und Muscheln bis ca. 25 ppm (einige bis 50 ppm), Krebstiere, 7 bis 50 ppm (max. 100 ppm), speziel die Austern, 100 bis 200 ppm(bis 2000 ppm). Die Toleranzschwelle für Krebstiere liegt für $ZnSO_4$ bei 19,5 mg/l und für Forellen 1 bis 5 mg/l.

Bei Untersuchungen über Physa heterostropha, exponiert in verschiedenen Zn-Konzentrationen, konnten CAIRNS u. SCHEIER 1958 und CAIRNS et al. 1975a, folgende 96 Std. LC_{50}-Werte ermitteln:

In Weich-Wasser: 0,79-1,27 ppm (20°C) und 0,62-0,78 ppm (30°C).

In Hart -Wasser: 2,66-5,57 ppm (20°C) und 2,36-6,36 ppm (30°C).

Ihre Empfindlichkeit war der des Fisches Lepomis macro - chirus und der Diatomee Nitzchia linearis ähnlich.

Aus Abb. 4.2.1.j und 4.2.1.k läßt sich beobachten , daß bei einer Konzentration von 960 µg/l nach 96 Std. 44% der Individuen tot waren, und 48% im subletalen Niveau (Stufe 5 + 6). In 2400 µg/l waren nach 96 Std. 88% der Individuen tot oder in subletalen Zustand. Es muß darauf hingewiesen werden, daß dieses Metall starke Aus - wirkungen auf das Verhalten der Individuen hat. Dennoch ist eine hohe Resistenz festzustellen. Wahrscheilich besitzen Mollusken einen kompensatorischen Mecha - nismus , denn Zn stellt für ihren Lebenszyklus ein wichtiges Element dar. Bis zu einer bestimmten Konzentration sind die Mollusken zwar überlebensfähig , stehen aber unter starken Streßerscheinungen. Ist die Toleranzgrenze erst einmal überschritten, stirbt der größte Teil der

Organismen. So befinden sich bei eine Konzentration von 19200 µg/l nach 36 Std. Exposition 60% der Individuen im subletalen Zustand (Stufe 5 + 6). Weiterhin ergab sich bei eine Konzentration von 2400 µg/l eine Mortalität von 76%, bei 4800 µg/l aber nur eine Mortalität von 68% , nach 96 Std. Expositions. URL 1957, beobachtete bei Pflanzen ähnliches, und nahm an, daß ab einem bestimmten Niveau die "Schutzbarriere" durchbrochen wird. Er vermutete , daß die jenigen Pflanzen, die auf diesem Niveau überleben konnten, dann die Resistenzfähigkeit hatten, auch noch höhere Konzentrationen zu ertragen. URL konnte keine endgültigen Schlüsse ziehen, welcher Mechanismus dafür verantwortlich war; er nahm aber an, daß eine osmotisch Regulation diese Resistenz ermöglicht.

Z I N K

K / %	0.0	480	960	2400	4800	9600	19200
	100	100	20	20	20	40	40
	100	100	80	20	40	20	0
	100	100	60	20	40	0	20
	100	100	100	40	40	20	0
	100	60	20	20	20	0	0

K = Konz. (µg/l) % = Überlr. nach 96 Std.

LC_{50}:

800 µg/l ; 1700 µg/l ; 1350 µg/l ; 2150 µg/l ; 650 µg/l ; .

LC_{50} = 1202 µg/l (650-2150)

Tab.4.2.2.g - Ermittlung des LC_{50}-Wertes, nach 96 Std. Exposition für Zink (µg/l).

K. / %	0.0	480	960	2400	4800	9600	19200
	100/0	0/80	0/100	0/100	0/100	0/100	0/100
	100/0	100/0	0/100	0/100	0/100	0/100	0/100
	100/0	20/80	40/60	0/100	0/100	0/100	0/100
	100/0	0/80	0/100	0/100	0/100	0/100	0/100
	100/0	0/100	0/100	0/100	0/100	0/100	0/100

K = Konz. (µg/l) % = Ind. nach 96 Std. NEC/EC

NEC_{50}:

280 µg/l ; 750 µg/l ; 350 µg/l ; 280 µg/l ; 280 µg/l ;

NEC_{50} = 358 µg/l (280-750)

EC_{50}:

320 µg/l ; 750 µg/l ; 400 µg/l ; 400 µg/l ; 280 µg/l ;

EC_{50} = 404 µg/l (280-750)

GRAD DER TOXIZITÄT: Gruppe E, hoch giftig (< 1 mg/l).

Tab.4.2.2.r- Ermittlung der NEC_{50}- und EC_{50}-Werte , nach 96 Std. Exp. für Zink (µg/l).

Die Tab. 4.2.2.q zeigt den Prozentsatz von überlebenden Individuen nach 96 stündiger Exposition. Der LC_{50}- Wert liegt bei einer Konzentration von 1202 µg/l. Bei den Versuchswiederholungen konnten starke Schwankungen in den Ergebnissen beobachtet werden, was auf individuelle Reaktionsunterschiede von A. canaliculata zurückzuführen ist.

Tab. 4.2.2.r zeigt den NEC_{50}-Wert (358 µg/l) und EC_{50} - Wert (404 µg/l).

Ein Vergleich mit der Darstellung von FÖRSTNER u. WITTMANN 1981, für Zn-Gehalte in Mollusken, verdeutlicht , daß A. canaliculata einen empfindlichen Indikator darstellt , da sie schon in geringen Konzentrationen Verhaltens - änderungens erkennen läßt.

In der Natur sind die Organismen widerstandfähiger. Bei Untersuchungen von Fischen (Muskel) aus den Guaiba- Fluß wurden Konzentrationen von 2 bis 11,0 ppm, im Sinos- Fluß Werte von 7 bis 18,0 ppm festgestellt, was auf eine starke Belastung hinweist. Im Wasser selbst konnte man folgende Konzentrationen messen: Im Guaiba-Fluß, bis 600 und 700 ppb (an verschiedenen Standorten), im Sinos Fluß bis 1600 ppb. Im Gravatai Fluß zeigte sich eine permanente Belastung durch Zn in höheren Konzentrationen (bis 450 µg/l). Im Caí-Fluß wurden Werte bis zu 7200 µg/l und 1120 µg/l an verschiedenen Standorten gemessen. Im Jacuí-Flußsystem gibt es Bereiche , die stark mit Zn kontaminiert sind; es wurden Konzentrationen bis 1500 µg/l in der Nähe des Vacacaí-Flusses gemessen; In Barragem Dona Francisca 520 µg/l, in Passo Fundo 1620 ug/l. Es wurde festgestellt , daß der Jacui-Fluß permanent mit Schwermetallen belastet ist, wenn auch in geringeren Konzentrationen.

Da in mehreren dieser Gebiete auch A. canaliculata anzu - treffen ist, muß man annehmen , daß in freier Natur viele andere Aspekte eine wichtige Rolle spielen, und den Organismen Widerstand gegen Umweltfaktoren er - möglichen.

Es wurden auch Untersuchungen über die Resistenz von A. canaliculata gegenüber Veränderungen der Salinität durch geführt, ein Parameter , der in den Küstenseen von Rio Grande do Sul eine wichtige Rolle spielt. (s. Kap. 4.1).

Hinsichtlich der Reaktionen auf unterschiedliche Salz - konzentrationen wurde ein Vergleich mit Hydrobiidae (Littoridina spp) durchgeführt. (CHOMENKO, 1981; CHOMENKO u. SCHÄFER 1984, 1984a).

L E I T F Ä H I G K E I T

K. / %	150	2500	5000	10000	15000
	100	100	75	100	100
	100	100	100	100	100
	100	100	100	75	25
	100	100	100	100	0
	100	100	100	50	0

K = Konz. (µS/cm) % = Überlr. nach 96 Std.

LC_{50}:

12500 µS/cm ; 12500 µS/cm ; 10000 µS/cm ;

LC_{50} = 11600 µS/cm (10000-12500)

Tab.4.2.2.8 - Ermittlung des LC_{50}-Wertes , nach 96 Std. Exposition für Leitfähigkeit (µS/cm)

Meistens war die Widerstandfähigkeit von A. canaliculata bei verschiedenen Konzentrationen in allen Untersuchungen sehr ähnlich , obwohl man feststellen konnte , daß jüngere Individuen eine größere Resistenz haben , als ältere. Diese Tatsache bestätigt eine im Freiland in der Gegend von Tramandaí gemachte Beobachtung,(wo zeitweilig Salzwasser auftritt). (s. Kap. 4.1.2). Dort kommen gelegentlich jüngere Organismen vor , während die Adulten nur im Süßwasser leben.

In Laboruntersuchungen konnte beobachtet werden , daß jüngere Tiere (weniger als fünf Monate alt) eine höhere

L E I T F Ä H I G K E I T

K / %	150	2500	5000	10000	15000
	100/0	100/0	75/25	25/25	0/100
	100/0	75/25	100/0	50/50	0/100
	100/0	75/25	50/0	0/100	0/100
	100/0	100/0	25/25	0/100	0/100
	100/0	75/0	25/75	0/100	0/100

K = Konz.(µS/cm) % = Ind. nach 96 Std. NEC/EC

NEC_{50}:

7500 µS/cm; 10000 µS/cm; 5000 µS/cm; 4250 µS/cm; 3750 µS/cm;

NEC_{50} = 5700 µS/cm (3750-10000)

EC_{50}:

11750 µS/cm; 10000 µS/cm; 7500 µS/cm; 6750 µS/cm; 4250 µS/cm;

EC_{50} = 7600 µS/cm (4250-11750)

Tab.4.2.2.1 - Ermittlung der NEC_{50}- und EC_{50}-Werte , nach 96 Std. Exp. für Leitfähigkeit (µS/cm).

Resistenz hatten. (s. Anhang 9 und 16).

Bei einer Leitfähigkeit von 10000 µS/cm beobachtet man , (Abb. 4.2.1.1 und 4.2.1.m) , daß schon nach 60 Stunden Exposition mehr als 50% der Individuen im subletalen Zustand waren, während bei 15000 µS/cm dieser Zustand bereits nach 12 Stunden erreicht wurde; nach 60 Stunden Exposition zeigte kein Organismus mehr normale Re - aktionen.

Tab. 4.2.2.s zeigt die Berechnung des LC_{50}-Wertes ; es wurde eine Leitfähigkeit von 11600 µS/cm ermittelt , ab drei Wiederholungen. Im Anhang n. 9 kann man beobachten, daß bei den beiden ersten Biotests (mit jüngeren Individuen) der LC_{50}-Wert nicht erreicht wurde.

Die Tab. 4.2.2.t zeigt den NEC_{50}- (5700 µS/cm) und EC_{50} - Wert (7600 µS/cm), wobei auch deutlich beobachtet werden kann , daß bei Tests mit jüngeren Tiere die Resistenz höher ist.

Nach der Klassifizierung von CHOMENKO 1981 , kann man A. canaliculata als eine deutliche Süßwassergruppe bezeichnen.

p H

pH / %	7,0 (Kont.)	6,0	5,0	4,5	4,0	3,5	3,0
	100	100	100	100	100	0	0
	100	100	100	-	100	75	0
	100	100	100	-	25	25	0

pH = pH-Werte % = Überlr. nach 96 Std.

LC_{50}:

3,75 ; 3,35 ; 4,3 ;

LC_{50} = 3,8 (3,35 - 4,3)

Tab. 4.2.2.u - Ermittlung des LC_{50}-Wertes , nach 96 Std. Exposition für pH.

Die Biotests mit pH-Veränderungen wurden als Kontrollen durchgeführt , da die verwendeten Schwermetall-Lösungen oft sauer reagierten. Ganz allgemein wurde festgestellt, daß H-Ionen ab einen pH $\leq$ 4,0 toxisch wirken könnten, aber

dieser pH-Wert wurde bei den Untersuchungen mit Schwer - metallen nie erreicht.

Bei den Versuchen mit pH 4,0 hatten die Organismen bereits nach 72 Std. Exposition starke Verhaltens-Änderungen und bei pH 3,0 waren nach 48 Std. 50% der Individuen tot.Nach 96 Std. Exposition bei pH 4,0 waren 25% der Individuen tot, bei pH 3,5, 75% und bei pH 3,0 sogar 100%. (Abb. 4.2.1.n und 4.2.1.o).

P H

% \ pH	7,0 (Kont.)	6,0	5,0	4,5	4,0	3,5	3,0
	100/0	100/0	100/0	100/0	40/20	0/100	0/100
	100/0	100/0	100/0	-	25/75	0/100	0/100
	100/0	100/0	100/0	-	0/100	0/100	0/100

pH = pH-Werte % = Ind. nach 96 Std. NEC/EC

NEC_{50}:

4,1 ; 4,35 ; 4,5 ;

NEC_{50} = 4,3 (4,1 - 4,5)

EC_{50}:

3,8 ; 4,3 ; 4,5 ;

EC_{50} = 4,2 (3,8 - 4,5)

Tab. 4.2.2.v - Ermittlung der NEC_{50}- und EC_{50}-Werte , nach 96 Std. Exp. für pH.

In Tab. 4.2.2.u erkennt man den Prozentanteil von überlebenden Individuen nach 96 Stündiger Exposition; es wurde ein LC_{50}-Wert von 3,8 berechnet.

Die Tab. 4.2.2.v zeigt Werte von NEC_{50} (pH 4,3) und EC_{50} (pH 4,2).

Nach TRAIN 1979 ist der pH-Wert im Bereich zwischen 5,0 und 9,0 nicht letal für Fische. In Kombination mit anderen Parametern kann jedoch im Grenzbereich dieser pH-Werte eine toxische Wirkung auftreten.

Bei den Untersuchungen über den Einfluß des pH-Wertes auf A. canaliculata wurde festgestellt, das diese Molluskengruppe gegenüber diesen Parametern sehr resistent ist und pH-Werte bis 4,5 toleriert. Erst bei niedrigen Werten konnten deutliche Abweichungen vom normalen Verhalten beobachtet werden.

Es ist anzunehmen, daß der pH-Wert im Gelände keinen limitierenden Faktor für A. canaliculata darstellt , da er normalerweise in Gewässern höher liegt, ausgenommen in ganz bestimmten Ökosystemen.

4.2.3 - Darstellung von Toxizitätsniveaus

Nach JAMES 1979, hat jedes Element drei deutlich definierbare Niveaus. (Abb. 4.2.3.a).

- Zone A : Toleranzzone
- Zone B : subletale Streßzone
- Zone C : letale Zone

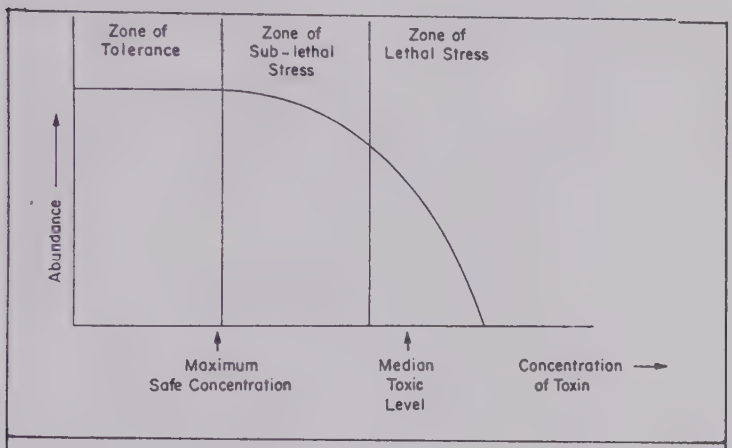
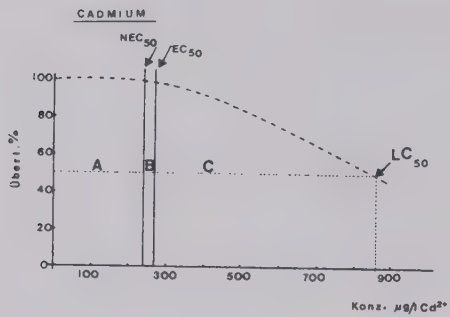


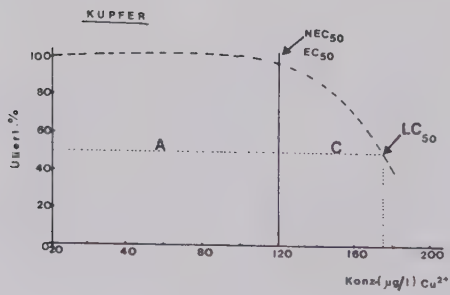
Abb.4.2.3.a - Beziehungen zwischen Individuenzahl und Konzentration der Toxischen Substanzen.
(In James, 1979)

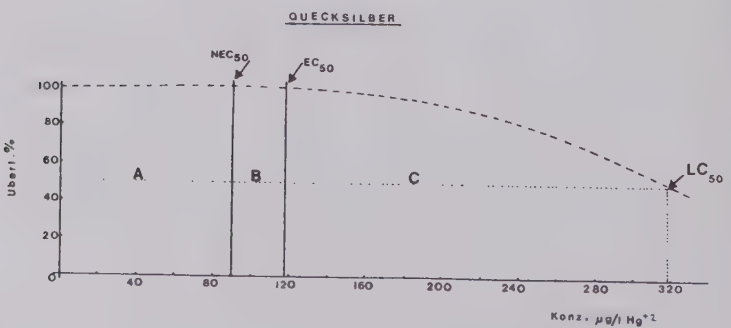
In den Abb. 4.2.3.b bis 4.2.3.h sind diese drei Niveaus für A. canaliculata dargestellt. Der Unterschied zwischen den einzelnen Niveaus läßt sich leicht erkennen. Anderseits ist bei einigen Elementen (Cd, Zn und Hg) der Bereich zwischen Zone A und C sehr eng oder überhaupt nicht existent (Cu).Dies bedeutet daß alle Schwermetalle ab einer bestimmten Konzentration , die weit unter dem LC_{50}-Wert liegt, bereits toxisch wirken.

Während beim LC_{50}-Wert Cu das toxischste Element darstellt, ist für die NEC- und EC-Werte Hg das Element mit der höchsten Toxizität. Cu hat die gleichen Werte im NEC und EC, und es besteht die Annahme, daß bei diesem Element der Übergang von einem essentiellen Stoff bis zum Zusammen

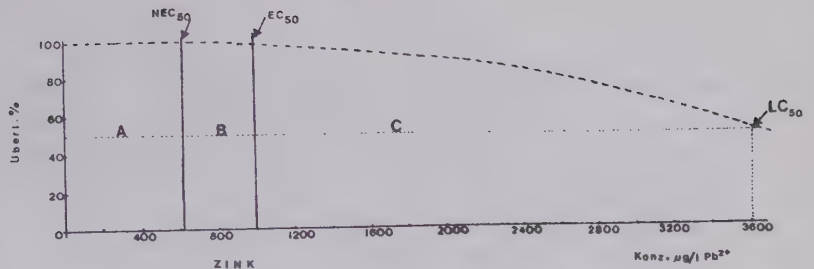
bruch der physiologischen Ausgleichskapazität für A. cana liculata in einem sehr engen Konzentrationbereich liegt.



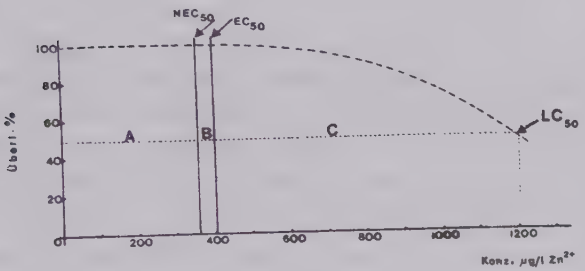




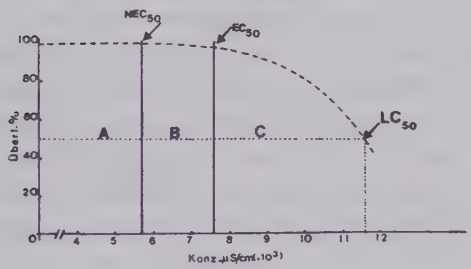
BLEI



ZINK



LEITFÄHIGKEIT



pH

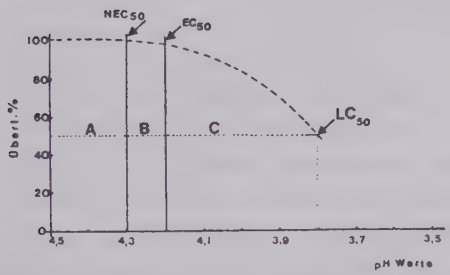


Abb. 4.2.3.b bis 4.2.3.h: Beziehungen zwischen Überlebensrate von A.canaliculata (%) und Konzentrationen (µg/l) der gemessenen Parametern, wobei ,
A - Toleranzzone B - subletalstreßzone C - letalstreßzone
(4.2.3.b= Cd; c= Cu; d= Hg; e= Pb; f= Zn; g= Leitfähigkeit
h= pH;).

Aus den Tab. 4.2.2.i, k, n, p, r, kann man den Prozent - anteil der Individuen ersehen, die die NEC_{50}- und EC_{50}-Niveaus erreichen. Nach der Berechnung der EC_{50}-Werte (die ähnlich wie der LC_{50}-Wert ermittelt werden) ,ist es möglich, die Schwermetalle nach ihrer Toxizität zu klassifizieren. (Nach BREITIG u. TÜMPLIG 1982). (s. Tab. 2.3.1.c).

So sind alle untersuchte Metalle für A. canaliculata in die Gruppe E eingestuft worden (Gruppe E : Konzentra - tion < 1,0 mg/l : HOCH GIFTIG). Allerdings beträgt für Pb der EC-Wert 995 ug/l und könnte fast schon in die weniger giftige Gruppe (D) eingestuft werden (Die Gruppe D besitzt die Konzentration von 1,0-9,0 mg/l).

Wenn man bedenkt, daß alle Schwermetalle in der Erdkruste vorkommen,so ist es klar daß eine Umwelt gänzlich frei von ihnen nie existiert hat. Allerdings kam es mit der Entwicklung der Zivilization im letzten Jahrhundert zu einer starken Erhöhung der Konzentrationen einiger Metalle in Boden, Luft und Wasser. Die wichtigste anthropogene Quelle stellen industrielle Emissionen, Verkehr , Förderung und Nutzung von Erdöl und Verwendung Schwer - metallhaltigen Baumaterialien dar. Mit der permanenten Erhöhung der Produktion schwermetallhaltiger Stoffe wächst die Kontaminationsgefahr für den Menschen . Die Expositionsniveaus sind sehr unterschiedlich und stark von geographischen und kulturellen Aspekten abhängig. So ist ein urbanes System stärker belastet als ein landwirtschaftliches , weil die Industrialisierung die Belastung einerseits direkt durch die Emissionen, anderseits indirekt durch ihre Produkte erhöht. Man muß sich klar darüber sein, daß es für ein "man-made-system" sehr schwer , wenn nicht sogar unmöglich ist, Schwermetalle zu eliminieren, die der Mensch selbst in das System eingebracht hat . Andererseits ist der Mensch auch der Einziger, der der Verschmutzung Herr werden kann; dazu sind jedoch geeignete Methoden und Richtlinien erforderlich. (WARNER 1967; FRIBERG et al. 1979; WACHS 1981; WARREN 1981; DFG 1982; MOORE u. RAMAMOORTHI 1984).

4.2.4 - Grenzwerte und Grenzwertbestimmung von Wasserinhaltsstoffen

In Bezug auf ökotoxikologische Untersuchungen , die von mehreren Autoren durchgeführt wurden, stellte RAVERA 1984, 1984a fest, daß eine Substanz, die sich tiefgreifend auf Populationen oder Gesellschaften auswirkt, als gefährlich angesehen werden muß. Allerdings sind viele dieser Substanzen, die in höheren Konzentrationen toxisch wirken, in geringeren Mengen essentiell. Leider ist eine Quanti - fizierung von Ergebnissen, die von der Gesetzgebung als Grundlage verwendet werden, sehr schwer. Die Ermittlung der maximalen Grenzwerte erfolgt häufig anhand von kurz- zeitigen Biotests unter standardisierten Bedingungen , ohne die Subletale Wirkungen zu berücksichtigen; damit es ein Vergleich mit Untersuchungen über die natürlichen Verhältnisse im Gelände nicht ohne Schwierigkeiten möglich ist.

Nach CAIRNS u. SCHALIE 1980, wird ein Ökosystem bei falscher Nutzung (Management) stark gestört , da es seine Abfallstoffe nicht weiter verwerten kann. In den letzten Jahren hat die Häufigkeit und die Intensität der Umwelt- veränderungen, sowie die Wirkungsdauer stark zugenommen.

Für natürliche und noch relativ gesunde Ökosysteme stellt sich daher die Frage, wie man die Qualität des Ökosystems erhalten kann , ohne daß durch industriellen Einfluß große Gefahr droht. Deshalb sollten für die Industrie an- gemessene Grenzwerte, die nach Möglichkeit ökonomisch vertretbar sind, festgelegt werden.

Die Ansprüche der Qualität eines Gewässers sind streng korreliert mit seine Verwendung und aus diesen Gründen sind seine Überwachung und die Qualitätsanforderungen mehr oder weniger streng. So wird z.B. bei der Überwachung der Trinkwasserqualität schon seit dem 19. Jhd. Bio - indikation als standardisierte Methode angewendet. Bei anderen Nutzungen werden diese Methoden leider sehr wenig verwendet. Die Nachweisbarkeit der Toxizität in einem

Gewässer wird umso komplizierter je mehr anorganische Stoffe mitberücksichtig werden (JAMES u. EVISON 1979).

Es ist notwendig Wasserqualitätskriterien und Umwelt-Standards (Grenzwerte) voneinander abzugrenzen ; das Wasserqualitätskriterium ist eine Konzentration oder ein Niveau , das mit einigen Umweltfaktoren in Zusammenhang steht und von dem man wissenschaftliche Aussagen ableiten kann. Ein Standard ist eine gesetzliche festgelegte, von der vorgesehenen Nutzung abhängige Konzentration (z.B. für Einleitung von Industrieabwässern).

Unter "Kriterium" versteht man , nach EIFAC 1978:

"Water quality criteria for freshwater fish should ideally permit all stages in the life cycles to be successfully completed and, in addition, should not produce conditions in a river water which would either taint the flesh of the fish or cause them to avoid a stretch of river where they would otherwise be present , or give rise to accumulation of deleterious substances in fish to such a degree that they are potentially harmful when consumed. Indirect factors like those affecting fish-food organisms must also be considered should they prove to be important."

Wasserqualitätskriterien und Standards können , müssen jedoch nicht identisch sein. So variiren sie , wenn regionale Unterschiede dies erforden oder die jeweilige Nutzung des Gewässers vorrangig ist, sowie aufgrund wirtschaftlicher Interessen. Die Wasserqualitätskriterien spiegeln die Fähigkeit , Umweltschadstoffe zu akkumulieren wider, sowie die Persistenz dieser Stoffe und die spezifische Einwirkung auf ganz bestimmte Gebiete. Im allgemeinen können diese Kriterien Daten zur Festlegung von Standards liefern. Hervorzuheben ist , daß Standards für eine bestimmte Nutzung angemessen sein können , für andere dagegen weniger. So benötigen Standards zum Schutz der Natur wissenschaftliche Grundlagenforschungen. Um Standards zum Schutz aquatischer Lebenwesen zu bestimmen , ist es notwendig , weitgehendere Untersuchungen als bei der

Festlegung anderer Standards vorzunehmen. Ab dieser Schutzstufe sind Qualitätsbedingungen erreicht , die auch anspruchsvollere Nutzungen zulassen und ein gesteigertes Umweltbewußtsein der Bevölkerung widerspiegeln.

Die Kontrolle der Qualität von Gewässern umfaßt politische, soziale, technologische und ökonomische Aspekte. Daneben müssen auch regionale Aspekte Berücksichtigung finden,was eine zeitweilige Änderung dieser Standards als Anpassung an die neue Situation bedingen kann.

Natürliche Gewässer zeigen große physikalische und chemische Unterschiede , welche über das Vorkommen oder Fehlen einer bestimmte Art entscheiden können. Durch die Belastung mit industriellen Abwässern ist das Überleben viele Arten gefährdet. Grenzwerte, die,wie DOUDOROFF 1957 feststellte, willkürlich festgellegt worden sind, können durch Miß - verständnisse und Mißbrauch viel gefährlicher auf alle im Wasser lebenden Organismen wirken , als wenn sie über - haupt nicht existent wären.

In vielen Ländern existieren für die Wasserqualität ganz unterschiedliche Grenzwerte; die meisten Untersuchungen jedoch beruhen auf chemischen und physikalischen Grundlage die der Nutzung eines bestimmten Gewässers dienen. Durch die Entwicklung neuer Geräte und Verfahren , die den Umweltschutz als Ziel haben , könnten die Grenzwerte heutzutage immer wieder verbessert werden.

Die Tab. 4.2.4.a zeigt die verschiedenen Grenzwerte und Kriterien in den einzelnen Ländern.

Für die Festlegung von Grenzwerten sind verschiedene Methoden verwendet worden. Nach WARNER 1967, gibt es noch keine einheitliche Methode dafür. So wird z.B. in den USA der 96 Std. TLm (Median Tolerance limit) durch 100 dividiert; in Holland der 10 Tage TLm durch 10 dividiert. In BRD und der Schweiz der 20 Tage TLm durch 20 dividiert, während die UDSSR alle TLm-Ergebnisse ablehnt und mit großen Erfolg die Verhaltenstests im subletalen Niveau anwendet. In Brasilien müßen bspw. mehr Untersuchungen durchgeführt werden, da durch eine einfache Übernahme

B L E I

50 µg/1 (Hausgebr.W.)
0,01 LC50,96 Std. (Aquat.Leb.)] (1);

0,1 mg/1 (2);

0,03 mg/1 (3);

50 µg/1 (5);(10);(11);(12);(13);(15);(16);

100 µg/1 (6);(7);(8);(9);

40 µg/1 (14);

0,03-0,1 mg/1 (17);

0,005 mg/1 - Weichw.
0,01 mg/1 - Hartw.] (18);

0,05 mg/1 (24);

C A D M I U M

10 µg/1 (Hausgebr.W.)
0,4-4,0 µg/1-Weichw.
1,2-12,0µg/1-Hartw.]Süßw.
5,0 µg/1 - Meeresw.] ("Wild life")] (1);

0,0004 mg/1 (3);

0,01 mg/1 (2);(24);

10 µg/1 (5);(7);(8);(9);(11);(12);(13);(15);

6 µg/1 (14);

50 µg/1 (10);

5 µg/1 (16);

0,005-0,01 mg/1 (17);

0,0002 mg/1 (18);

K U P F E R

1,0 mg/1 (Hausgebr.W.)
0,1 LC50, 96Std. (Aquat.Leb.)] (1);

0,02 mg/1 (3);

1,0 mg/1 (2);(5);(10);(11);(24);

10 mg/1 (6);(12);

100 µg/1 (7);

50 µg/1 (8);(9);

0,05 mg/1 (19);

Q U E C K S I L B E R

2 µg/1 (Hausgebr.W.)
0,05 µg/1 (Süßw.)
0,10 µg/1 (Meeresw.)] (1);

0,002 mg/1 (2);

0,0002 mg/1 (3);

1 µg/1 (6);(8);(9);(16);

5 µg/1 (5);(7);

2 µg/1 (11);(13);

4 µg/1 (14);

0,0005-0,004 mg/1 (17);

0,00005mg/1 (20);(23);

Z I N K

5,0 mg/1 (Hausgebr.W.)
0,01 LC50, 96Std. (Aquat.Leb.)] (1);

0,03 mg/1 (3);

5,0 mg/1 (2);(5);(8);(9);(10);(11);(12);(24);

100 µg/1 (6);

1 mg/1 (7);

2 mg/1 (14);

0,5-5,0 mg/1 (17);

0,003 mg/1 (22);

p H

5,0 - 9,0 (Hausgebr.W.)
6,5 - 8,5 (Meeresw.)*
6,5 - 9,0 (Süßw.)] (1);

* nicht > als 0,02 unterschied von normalenwert.

---

1 - In: TRAIN, R.E. (1979): Quality criteria for water.

2 - SRM: [illegible]

5 - USPHS: U.S. Public Health Service(* +)
6 - JAPAN: Environment Agency (*)
7 - USSR (*)
8 - WHO, Geneve (1970) - European Standards for Drinking Water. (*+)
9 - WHO, Geneve (1971) - International Standards for Drinking Water. (*+)
10 - SABS: South African Bureau of Standards (*)
11 - NAS : U.S.A. National Academy of Sciences (*)
12 - AUSTRALIEN (*)
13 - USEPA: U.S. Environmental Protection Agency. (*)
14 - BRD : Trinkwasserverordnung (1975) (*+)
15 - CANADÁ: Canadian Drinking Water Standards and Objectives (1968); Dpt. Nat. Health and Welfare, Otawa (1969) (+).
16 - EG :Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften (80/778/EWG) (1980) (+)
17 - In: MÜLLER, P. (1981) - Areal und Biogeographie. (Trinkwasserqualitätsnormen).
18 - CANADÁ: Guidelines for surface water quality, Vol. 1 (§)
19 - In: MC NEELY, R.N. & NEIMANIS, V.P. (1978) - Water Quality Interpretative(Canadá)(§).
20 - U.S. Environmental Protection Agency: Quality criteria for water (1976) (§).
21 - U.S. Environmental Protection Agency: Water quality criteria (1972) (§).
22 - In: AZAD, H.S. (1973) - Industrial wastewater: management handbook (USA). (§).
23 - In: GREENWOOD, D.R. et al. (1979) - A handbook of key Federal Regulations and criteria for multimedia environmental control (USEPA). (§).
24 - In: LACK, T.J. (Eds.) (1984) - Environmental protection: Standards, compliance and coasts.
25 - * In: FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G.T.W. (1981): Metal pollution in the aquatic environment.
26 - + In: MERRIAN, E. (Eds.) (1984) - Metalle in der Umwelt.

Tab.4.2.4.a - Grenzwerte und Kriterien von Wasserinhaltsstoffen in verschiedenen Ländern.

eines Grenzwertes (BRASIL 1976) aus einem anderen Land die regionalen Aspekte (wie z.B. saisonale Schwankungen, Härte des Gewässers , etc) manchmal nicht berücksichtigt werden.

Bei den Untersuchungen der Wasserqualität in Gewässern von Rio Grande do Sul seit 1980 (Berichte DMA-SSMA) , konnte festzustellen werden , daß die empfohlenen Konzentrationen zur Erhaltung aquatischer Lebenwesen (s.Tab. 4.2.4.b) permanent überschritten werden.

Cu	Cd	Pb	Hg	Zn
0,02	0,0004	0,03	0,0002	0,03

Tab.4.2.4.b - Empfohlene Richtwerte (DMA-SSMA) zur Erhaltung aquatische Organismen (mg/l).

Dies führt zu der Annahme , daß es im Laufe der Zeit zu einer starken Zerstörung der Umweltqualität in Rio Grande do Sul kommen wird, mit der daraus folgenden Elimination wichtiger Arten der Nahrungskette, und nachteiliger Konsequenzen für den Menschen, falls keine energischen Ausgleichsmaßnahmen stattfinden.

Beim Betrachten der Abb. 4.2.4.a und Tab. 4.2.4.c mit den Ergebnissen der Untersuchungen mit A. canaliculata läßt sich unschwer erkennen , daß der LC_{50}-Wert als Grundlegendes Kriterium zum Schutz der aquatischen Lebenwesen unangemessen ist (50% der untersuchten Tiere müssen tot sein) , da er einen Wert anzeigt, der schon einen sehr stark negativen Einfluß auf die Überlebungschances der noch lebenden Individuen darstellt.

Dies bestätigten die Beobachtungen zahlreicher Autoren , die ebenfalls zu dem Ergebnis kommen , daß es notwendig ist, neue Verfahren zur Bewertung der Reaktionen von Individuen im subletalen Niveau zu entwickeln.

FAKTOREN	NEC_{50}	EC_{50}	LC_{50}
BLEI (µg/l)	625	995	3614
CADMIUM (µg/l)	239	270	856
KUPFER (µg/l)	120	120	175
QUECKSILBER (µg/l)	90	118	318
ZINK (µg/l)	358	404	1202
pH	4,3	4,2	3,8
Leitfähigkeit(µS/cm)	5700	7600	11600

Tab.4.2.4.c - NEC_{50}-, EC_{50}- und LC_{50}-Werte bei Ampullaria canaliculata für Schwermetalle, pH und Leitfähigkeit.

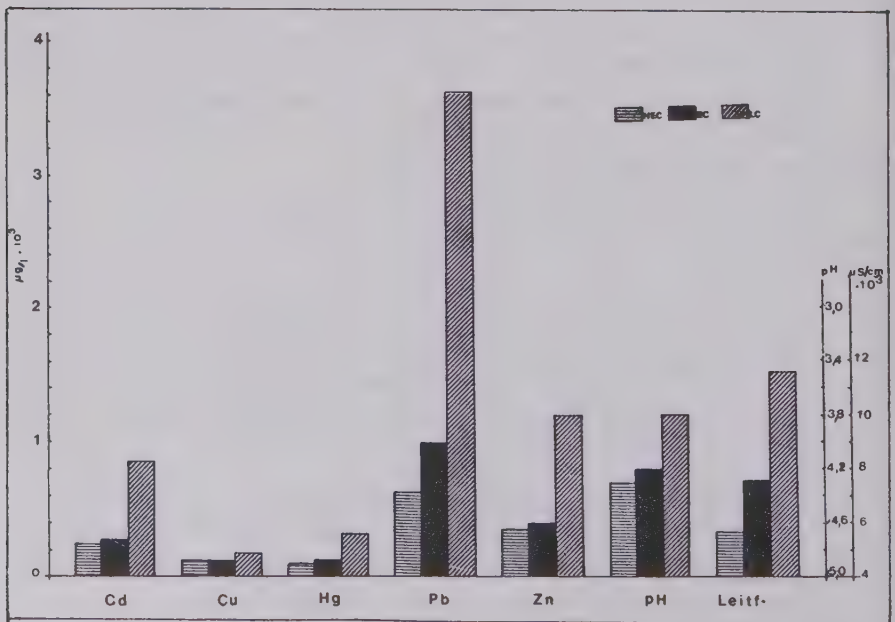


Abb.4.2.4.a- Graphische Darstellung der ermittelten NEC_{50}-, EC_{50}- und LC_{50}-Werte für Ampullaria canaliculata.

5 - SCHLUßFOLGERUNGEN

1 - Die Verbreitung der AMPULLARIIDAE und HYDROBIIDAE läßt erkennen, daß sie zwei Gruppen mit weiter Verbreitung in Rio Grande do Sul sind, sich dies aber nicht auf die Welt übertragen läßt. Während Ampullariidae nur in warmen Regionen verbreitet sind, sind Hydrobiidae Kosmopoliten. In Rio Grande do Sul haben beide Familien breite Vorkommen, auf dem Artniveau ist die Verteilung jedoch sehr differenziert.

2 - Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Gastropoden haben sich als gute Bioindikatoren für einige der analysierten Parameter erwiesen. So wurden hinsichtlich der Salinität nach Untersuchungen im Labor und Gelände Ergebnisse erzielt, die es erlauben festzulegen, welche Gruppe bei welchem Salzgehalt vorkommt.

3 - Die Untersuchungen zur pH-Abhängigkeit zeigten, daß A. canaliculata eine Art mit großem Widerstand gegenüber Schwankungen dieses Parameters ist. Sie zeigte normales Verhalten bis hin zu hohen Wasserstoffionen-Konzentrationen (pH-Wert ca. 4,3). Man kann annehmen, daß der pH im Gelände keinen limitierenden Faktor darstellt, da er normalerweise in Gewässern höher liegt, ausgenommen in ganz bestimmten Ökosysteme.

4 - Die Biotests mit Schwermetallen zeigten, daß es möglich ist, Gastropoden mit ihren Verhaltensänderungen zu benutzen, um subletale Bedingungen zu studieren. Dabei ist hervorzuheben, daß die in dieser Arbeit entwickelte Methode sehr gute Ergebnisse zeigt, was ihre Anwendung auch in Ländern (oder Gebieten) ohne ausreichende Versorgung mit technologischen Mitteln erlaubt.

5 - Nach den Ergebnissen, die in der vorliegenden Arbeit erhalten wurden, ergibt sich, daß für A. canaliculata die Toxizitäten in folgenden Reihen anzuordnen sind:

NEC_{50} und EC_{50} : Hg > Cu > Cd > Zn > Pb

LC_{50} : Cu > Hg > Cd > Zn > Pb

6 - Beim Vergleich der bei den Biotests erhaltenen Resultate mit den Werten, die für verschiedene Länder und Behörden als Standards der Wasserqualität gelten, ergibt sich, daß es notwendig ist, weitere Untersuchungen durchzuführen, um Grenzwerte zu erhalten, die mehr der Realität und damit den Zielen des Gewässerschutzes ent - sprechen.

7 - Diese Arbeit hebt letztendlich die Notwendigkeit hervor, weitere Untersuchungen über die subletalen Konzentrationen durchzuführen, da die LC_{50}-Werte nicht angemessen erscheinen. Die Verwendung von Tests, die als Endergebnisse diesen Wert haben (oder den LD_{50}-Wert, wenn man injekzierte Dosen betrachtet), erscheint aus den folgenden wichtigen Gründen unpassend: erstens , wird eine unnötige Zahl von Individuen getötet (50% der untersuchten Population muß am Ende tot sein), zweitens sind die LC_{50}-Werte extrem hoch im Vergleich zu Werten , die schon irreversible Schäden hervorrufen.

6 - LITERATURVERZEICHNIS

1 - AHSANULLAH, M., NEGILSKI, D.S., MOBLEY, M.C.: Toxicity of
1981 zinc, cadmium, and copper to the shrimp Callianassa australiensis.I- Effect of individual metals. Marine Biology, 64(3): 299-304

2 - AHSANULLAH, M., NEGILSKI, D.S., MOBLEY, M.C.: Toxicity of
1981a zinc, cadmium, and copper to the shrimp Callianassa australiensis.III- Acumulation of metals. Marine Biology, 64(3): 311-16

3 - AKBERALI, H.B., BLACK, J.E.: Behavioural responses of the
1981 bivalve Scrobicularia plana (da Costa) subjec - ted to short-term copper (Cu II) concentrations Mar. Env. Res., 4(2): 97-107

4 - ÅKERLUND, G.: Oxygen consumption of the Ampullariid snail
1969 Marisa cornuarietis L. in relation to body weight and temperature. Oikos, 20: 529-33

5 - ALDERSON, E.G.: Studies in Ampullaria. W.Heffer &Sons Ltd.
1925 Cambridge. 101p + Pl.

6 - AMADON, D.: Variation in the Everglade Kite. Auk, 92: 380-
1975 -82

7 - ANCEY, M.C.F.: XI-Resultats malacologiques accompagnés d'
1897 une notice sur les espèces précedemment recueillies par ce voyageur. Boll. Mus. Zool. Anat. Comp. Univ.Torine, 309(XII): 1-23

8 - ANCEY, M.C.F.: Réflexions sur la faune malacologique du
1906 Lac Tanganika et catalogue des mollusques de ce lac. Bull.Scient.de la France et de la Belgique -Paris, T.XL (9): 229-70

9 - ANDERSON, R.V.: Concentration of cadmium, copper, lead and
1977 zinc in thirty-five genera of freshwater macroinvertebrates from the Fox River, Illinois and Wisconsin. Bull.Env. Cont.Toxic., 18(3):345-9

10- ANDREWS, E.B.: The functional anatomy and histology of the
1964 reproductive system of some pilid gastropod molluscs. Proc. Malac. Soc. London, 36:121-40

11- ANDREWS, E.B.: The functional anatomy of the mantle cavity,

1965 kidney and blood sistem of some pilid gastro - pods (Prosobranchia). J.Zool., 146:70-94

12 - APHA- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION: Standard Methods
1976 for the examination of water and wastewater. 14.Ed. Washington.

13 - APPLETON, C.C.: The freshwater Mollusca of Tongaland with
1977 a note on molluscan distribuition in Lake Sibaya. Ann. Natal Mus., 23(1): 129-44

14 - BAKER, F.: The land and freshwater molluscs of the Stan -
1913 ford Expedition to Brazil. Proc.Acad.Nat.Sci. Phil., 65:618-71+pl.

15 - BAKER, F.C.: Influence of a changed environment in the
1928 formation of new species and varietis. Ecology, 9: 271-83

16 - BAKER, J.M.: Marine ecology and oil pollution. Appl. Scie.
1976 Publ. Ltd. 551p.

17 - BARNES, R.S.K., MANN, K.H.: Fundamentals of aquatic eco -
1980 systems. Blackwell Sci. Publ.

18 - BASSINDALE, R.: Studies on the biology of the Bristol Cha
1940 nel. IV. The invertebrate fauna of the southern shores of the Bristol Channel and Severn Estuary. Proc. Bristol Nat. Soc., 4(9): 143-201

19 - BASSINDALE, R.: Studies on the biology of the Bristol Cha
1943 nel. XI. The physical environment and interti - dal fauna of the southern shores of the Bristol Channel and Severn Estuary. J. Ecol., 31:1-29

20 - BASTOS, E.K., LOURENÇO, W.R.: L'habitat et le biotope de
1983 Rivulus punctatus Boulenger,1895, dans la rêgion du District Fêdêral, Brêsil (Pisces,Cyprinodontidae). Rev. Fr. Aquariol., 10(1): 1-4

21 - BAYNE, B. L. : In: MCINTYRE, A.D. & PEARCE, J.B. (Eds.)
1980 s. n. 217

22 - BEADLE, L.C.: The inland waters of tropical Africa - An
1981 introduction to tropical limnology. Longman, N. York. 475p.

23 - BELLAN, G.: Manual of methods in aquatic environment re -
1981 search. Part 7 - Selected bioassys for the Mediterranean. FAO Fish. Tech. Pap., 208: 31p.

24 - BELLAVERE, C., GORBI, J.: A comparative analysis of acute
1981 toxicity of chromium, copper and cadmium to Daphnia magna, Biomphalaria glabrata and Brachydanio rerio. Envir. Technol. Lett., 2:119-28

25 - BELTON, W.: Aves silvestres do Rio Grande do Sul. Publ.a-
1982 vulsa da Fund. Zoobotânica do R.G.Sul, n.6, 169p.

26 - BEMVENUTI, C.E., CAPÍTOLI, R.R., GIANUCA, N.M.: Estudos de
1978 ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos.II- Distribuição quantitativa do macrobentos infralitoral. Atlântica, 3: 23-32

27 - BERGMANN, J,R., GRAHAM, M.G.: Salinity a factor defining
1975 the habitat of the mud snail, Nassarius obsoletus(Say). Proc. Malc. Soc. Lond., 41: 521-25

28 - BERNHARD, M.: Manual of methods in aquatic environment re
1976 search. Part 3 - Sampling and analyses of biological material. FAO Fish. Tech. Pap., 158: 124p.

29 - BESCH, W.K.: Kritische Bewertung der Rolle von toxiko -
1982 logischen Tests bei der Gewässerüberwachung. Decheniana-Beihefte (Bonn), 26: 67-77

30 - BESCH, W.K.: Limnologie für die Praxis: Grundlagen des
1984 Gewässerschutzes. ECOMED.

31 - BETZER, S.B., PILSON, M.E.Q.: Copper uptake and excretion in
1975 Busycon canaliculatum L. Biol Bull., 148(1)1-15

32 - BETZER, S.B., YENICH, P.P.: Copper toxicity in Busycon ca
1975 naliculatum L. Biol. Bull., 148: 16-25

33 - BICK, H.: Bioindikatoren und Umweltschutz. Decheniana-Bei
1982 hefte (Bonn), 26: 2-5

34 - BIESE, W.A.: Revision de los moluscos terrestres y de á -
1944 gua dulce de Chile. Bol.Mus.Hist.Nat.Sant., 22: 169-90

35 - BLANCK, H., DAVE, G., GUSTAFSSON, K.: An annotated litera
1978 ture survey of methods for determination of effects and fate of pollutants in aquatic environ

ments. Univ.Göteborg, Sweden. 398p.

36 - BONETTO, A.A., DRAGO, I.D.E.: Notas malacologicas. IV- 1.
1966 Moluscos paranaenses en águas uruguayas y del Sur de Brasil. 2. Notas sobre desoves de algunos gasteropodos dulceaqüicolas. Physis, 26(7):121-27.

37 - BOURNE, G.R., BERLIN, J.A.: Predicting Pomacea dolioides
1982 (Reeve): Weights from linear measurements of their shells. The Veliger, 24(4): 367-70

38 - BOYDEN, C.R.: Trace element content and body size in mol-
1974 luscs. Nature, 251(27): 311-14

39 - BOYDEN, C.R.: Effect of size upon metal content of shell-
1977 fish. J.Mar.Biol. Assoc. U.K., 57:675-714.

40 - BRASIL - Ministêrio da Agricultura. O Peixe-rei. Publ. do
1945 Serv. Inform. de Agric., Porto Alegre. s/p.

41 - BRASIL - Diretoria de Hidrografia e Navegação. Atlântico
1972 Sul. Atlas Oceanográfico, costa sul do Brasil.

42 - BRASIL - Ministêrio do Interior - Secretaria Especial do
1976 Meio Ambiente (SEMA): Legislação básica. Brasilia. 28p.

43 - BREITIG, G., TÜMPLING, W.: Ausgewählte Methoden der Wasser
1982 untersuchung. Band II. Biologische, mikrobio - logische und toxikologische Methoden. VEB, Jena 579p.

44 - BROWN, A.C.: Physiological-ecological studies on two
1961 sandy-beach gastropoda from South Africa: Bullia digitalis (Meuschen) and Bullia laevissina (Gmelin). Z. Morph. Ökol. Tiere, 49: 629-57.

45 - BROWN, D.S.: A review of the freshwater mollusca of Natal
1967 and their distribuition. Ann. Natal Mus., 18(3): 477-94

46 - BROWN, D.S.: Freshwater snails of Africa and their medi -
1980 cal importance. London, 487p.

47 - BROWN, L., AMADON, D.: Eagles, Hawks and Falcons of the
1968 World. Vol. I. P. 246-49. McGrow Hill Book & Co.

48 - BROWN, V.M., MITROVIC, V.V., STARK, G.T.C.: Effects of
1968 chronic exposure to zinc on toxicity of a mixtu
re of detergent and zinc. Wat. Res., 2:255-63

49 - BROWN, V.M.: In: GLASS, G.E.(Eds.). s.n. 136
1973

50 - BRYAN, G.W., POTTS, G.W., FORSTER, G.R.: Heavy metals in
1977 the gastropod mollusc Haliotis tuberculata (L.)
J. Mar. Biol. Assoc. U.K., 57(2): 379-90

51 - BURKY, A.J.: Growth and biomass production of an amphibi-
1974 ous snail, Pomacea urceus (Müller), from the
Venezuelan Savannah. Proc. Malac. Soc. Lond. ,
41:127-43

52 - BURKY, A.J., PACHECO, J., PEREYRA, E.: Temperature, water,
1972 and respiratory regimes of an amphibious snail,
Pomacea urceus (Müller), from the Venezuelan
Savannah. Biol. Bull. 143:304-16

53 - BUTLER, G.C.(Eds.): Principles of ecotoxicology. SCOPE,
1978 12. John Wyley & Sons, 350p.

54 - CABRIDENC, R.: Les Bioessais en ecotoxicologie. Seminaire
1979 CETESB-Inst.Nat.de Rech.Chimique Aplique.Vert-
le-Petit-France.

55 - CAIRNS, J.J.: Biological monitoring. Part VI. Future -
1981 needs. Wat. Res., 15: 941-52

56 - CAIRNS, J.J., DICKSON, K.L. (Eds.) Biological methods for
1973 the assessment of water quality. ASTM Publ. 528,
256p.

57 - CAIRNS, J.J., DICKSON, K.L., MAKI, Q.W.: Estimating the
1978 hazard of chemical substances to aquatic life.
ASTM Spec. Tech. Publ. 657, 278p.

58 - CAIRNS, J.J., DICKSON, K.L., WESTLAKE, G.F.(Eds.): Biolo-
1975 logical monitoring of water and effluent quali-
ty. ASTM Spec. Tech. Publ., 607, 246p.

59 - CAIRNS, J.J., HEATH, G.A., PARKER, B.C.: The effects of
1975 temperature upon the toxicity of chemicals to
aquatic organisms. Hydrobiologia, 47(1): 135-71

60 - CAIRNS, J.J., MESSENGER, D.: An interim report on the ef-
1974 fects of prior exposure to sublethal concentrations of toxicants upon the tolerance of snails to thermal shock. Arch. Hydrobiol.74(4): 441-7

61 - CAIRNS, J.J., MESSENGER, D., CALHOUN, W.F.: Invertebrate
1976 exposure to acutely sublethal concentrations of chemicals. Arch. Hydrob. 77(2): 164-75

62 - CAIRNS, J.J., SCHALIE, W.H.: Biological monitoring. Part
1980 1. early warning systems. Wat. Res., 14:1179-96

63 - CAIRNS, J.J., SCHEIER, A.: The effects of temperature and
1958 hardness of water upon the toxicity of zinc to the pond snail Physa heterostropha (Say). Not. Naturae, 308: 1-11

64 - CAIRNS, V.W., HODSON, P.V., NRIAGU, J.O.(Eds.): Contami -
1984 nant effects on fisheries. John Wiley & Sons., Vol. 16, 333p.

65 - CAMERON, R.A.D., CARTER, M.A.: Intra and interspecific ef
1979 fects of population density on growth and activity in some helicid land snail. (Gastropoda : Pulmonata). J.of Anim.Ecol., 48:237-46

66 - CAPÍTOLI, R.R., BEMVENUTI, C.E., GIANUCA, N.M.: Estudos
1978 de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. I. Comunidades bentônicas. Atlântica, 3: 5-22

67 - CASTELLANOS, Z.J.A.: Faunula de moluscos del complejo ben
1971 tônico de mar del Plata. Rev. del Museo de La Plata, 11(95): 35-57

68 - CASTELLANOS, Z.J.A., FERNANDEZ, D.: Mollusca gasteropoda:
1976 Ampullariidae. Fauna de água doce de la Rep. Arg. Vol. XV, mol. gasteropodes, fasc.1 Ampullariidae: 5-33

69 - CASTAGNA, M., CHANLEY, P.: Salinity tolerance of some ma-
1973 rine bivalves from inshore and estuarine envi - ronments in Virginia waters on the Western Mid-Atlantic Coast. Malacologia, 12(1): 47-96

70 - CAVALLI-SFORZA, L.: Biometrie Grundzüge biologisch- medizi
1974 nischer Statistik. G.F.Verlag, Stuttgart, 212p.

71 - CECPI (Com. Europ.Cons. pour les pêches dans les eaus in-
1977 terieures): Groupe de travail sur les critères de qualité des eaus pour les poissions d'eau douce européens. Rapport sur le cadmium et les poissons d'eau douce. Doc. Tech.CECPI, 30:22p.

72 - CECPI: Rapport sur les effects produits par la combinaison
1981 de toxiques dans l'eau sur les poissons d'eau douce et sur d'autres formes de vie aquatiques. Doc. Tech. CECPI, 37: 56p.

73 - CHIGBO, F.E., SMITH, R.W., SHORE, F.L.: Uptake of arsenic,
1982 cadmium, lead and mercury from polluted waters by the water hyacinth. Env. Poll.(ser.A), 27(1): 31-36

74 - CHOMENKO, L.: Influência da salinidade na distribuição de
1981 moluscos do gênero Littoridina na área correspondente ao litoral norte da planície costeira do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, R.S.,BRASIL, UFRGS (Inst.Bioc.), Dissert. Mestrado, 205p.

75 - CHOMENKO, L., MOTTA, V.P.: Plano de monitoramento biológi
1981 co. Depto. Meio Ambiente-SSMA/RS. 40p.

76 - CHOMENKO, L., MOTTA, V.P., FERREIRA, V.M., BENETTI, A.D.:
1981 Padrões ambientais para o Guaiba. Rel. DMA/SSMA

77 - CHOMENKO, L., MOTTA, V.P., FERREIRA, V.M., BENETTI, A.D.:
1981a Padrões ambientais para a Laguna dos Patos. Rel. DMA/SSMA. s/p.

78 - CHOMENKO, L., SCHÄFER, A.: Untersuchungen zur Salzwasser-
1984 toleranz bei Arten des Genus Littoridina (Hydrobiidae) der Küstenseen von Rio Grande do Sul. Biogeographica, 19:161-73

79 - CHOMENKO, L., SCHÄFER, A.: Interpretação biogeográfica da
1984a distribuição do gênero Littoridina (Hydrobiidae) nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. Amazoniana, IX(1): 127-46

80 - CLARKE, A.H.: Gastropods as indicators of trophic lake
1979 stages. The Nautilus, 94(4): 138-42

81 - COOKE, H.B.S.: Observations relating to quaternary environments in east and southern Africa. Trans. Geol. Soc. S.Afr., 20(an.74): 1-73
1958

82 - COSSA, D., BOURGET, E.: Trace elements in Mytilus edulis L. from the Estuary and Gulf of St. Lawrence , Canada: Lead and cadmium concentrations. Env. Poll.(Ser.A), 23(1): 1-8
1980

83 - COUGHTHREY, P.J., MARTIN, M.H.: The uptake of lead, zinc, cadmium and copper by the pulmonate mollusc , Helix aspersa Müller, and its relevance to the monitoring of heavy metal contamination of the environment. Oecologia (Berl.), 27: 65-74
1977

84 - CRANDALL, C.A., GOODNIGHT, C.: The effects of sublethal concentrations of several toxicants to the common guppy, Lebistes reticulatus. Trans. Amer. Microsc. Soc., 82: 59-73
1963

85 - CRISTENSEN, : In: MCINTYRE, A.D. & PEARCE, J.B.(Eds.). s. n. 217
1980

86 - CUNNINGTON, W.A.: The fauna of the African lakes: a study in comparative limnology with special reference to Tanganyika. Proc. Zool. Soc. Lond., XLI: 507-622
1920

87 - CUTHBERT, K.C., BROWN, A.C., ORREN, M.J.: Cadmium concentrations in the tissues of Bullia digitalis (Prosobranchiata) from the South African West Coast. South African J.Sci., 72: 57
1976

88 - DARLINGTON, P.J.J.: Biogeography of the southern end of the world. Harvard Univ.Press, Cambridge,236p.
1965

89 - DARLINGTON, P.J.J.: Zoogeography: the geographical distribuition of animals. R.K.Publ.Co.Inc.N.York,675p
1980

90 - DAVIES, I.M., TOPPING, G., GRAHAM, W.C. et al.: Field and experimental studies on cadmium in the edible crab Cancer pagurus. Marine Biology, 64(3):291-97
1981

91 - DELANEY, P.J.V.: Lagoas cordiformes do Rio Grande do Sul-Brasil. Esc. Geol. P.Alegre, (3)? 1-24
1960

92 - DELANEY, P.J.V.: Considerações sobre a fisiografia e a
1962 geologia da Planicie Costeira do Rio Grande do Sul. Contr. XVI Cong.Bras.de Geol., P.Alegre , n.2: 7-31 (Avulso).

93 - DELANEY, P.J.V.: Fisiografia e geologia de superfície da
1965 Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Esc.Geol. P.Alegre, 6: 1-105 (Publ.esp.).

94 - DENTON, G.R.W., BURDON-JONES, C.: Influence of temperature
1981 on the uptake, distribuition and depuration of mercury, cadmium and lead by the black-lip oyster Saccostrea echinata. Mar. Biol., 64(3):317-26

95 - DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT : Schadstoffe im Wasser .
1982 Band 1. Metalle. J.Reichertu.V.de Haar(Hgs.) , 447p.

96 - DEPARTAMENTO DO MEIO AMBIENTE (DMA)/SSMA-RS: Listagem com
1980/84 Resultados de analises físico-químicas da qualidade de água em rios do R.G.Sul.

97 - DEPARTAMENTO DO MEIO AMBIENTE/SSMA-RS - CONVÊNIO SEMA: Le
1982 vantamento de metais pesados em ambientes aquáticos. Relatório. s/p.

98 - DOUDOROFF, P.: Water quality requirements of fishes and
1957 effects of toxic substances. In: M.E.BROWN. The physiology of fishes.Vol.II (Behaviour). Acad. Press Inc.Publ.N.York,: 403-30.

99 - DOUDOROFF, P., KATZ, M.: Critical review of literature on
1950 the toxicity of industrial wastes and their components to fish. I. Alkalies, acids and inorganic gases. Sew.and Indl.Wastes, 22(11):1432-58

100- DOUDOROFF, P., KATZ, M.: Critical reviews of literature on
1953 the toxicity of industrial wastes and their components to fish.II. The metals as salts. Sew. and Indl. Wastes, 25(7): 802-39

101- DOUDOROFF, P., ANDERSON, B.G., BURDICK, G.E., et al.: Bio
1951 assay methods for the evaluation of acute toxicity of industrial wastes to fish. Sew. and Indl. Wastes, 23(1): 1380-97

102 - DOWDEN, B.F.: A simple solution for the support of aqua-
1962 tic test animals. Proc.Louis. Acad.Sci. 25:80-85

103 - DOWDEN, B.F., BENETT, H.J.: Toxicity of selected chemi -
1965 cals to certain animals. J.Wat.Poll.Contr. Fed. 37(9): 1308-16

104 - DURAND, J.R., LÉVÊQUE, C.: Flore et Faune aquatiques de
1980 l'Afrique. (Sahelo-Soudanienne). Ed.de l'of.de la Rec. Scient.Tech.Outre-Mer.Doc. Tec.44, Paris: 283-305.

105 - DUSSART, G.B.J.: The ecology of freshwater molluscs in
1976 North West England in relation to water chemistry. J.of Moll.Std., 42:181-98

106 - DYBERN, B.I.: 1.Field sampling and preparation of sub -
1983 samples of aquatic organism for analyses of metal and organochlorines. FAO Fish.Techn.Pap. , 212: 1-13

107 - ECKEL, R.: Konzentration und geschlechtsspezifische Ver
1975 teilung des Hämocyanins in der Hämolymphe von Pomacea lineata (Ampullariidae). Naturwissn., 62: 437-8

108 - EDUARDS, R.W.: In: LACK, T.J. (Ed.). s.n. 195
1984

109 - EIFAC (EUROPEAN INLAND FISHERIES ADVISORY COMISSION) : Re
1976 port on copper and freshwater fish. EIFAC Tech. Pap. 27: 21p.

110 - EIFAC : The value and limitations of various approaches
1978 to the monitoring of water quality for freshwater fish. EIFAC Tech. Pap. 32: 1-27

111 - EIFAC : Working party on toxic testing procedures. Revised
1983 report on fish toxicity testing procedures. EIFAC Tech. Pap. 24, rev.1 :37p.

112 - EIFAC: Working party on water quality criteria for Euro-
1983a pean freshwater fish; water quality criteria for european freshwater fish. Report on chromium and freshwater fish. EIFAC Tech.Pap., 43: 31p.

113 - EISENBERG, R.M.: The regulation of density in a natural
1966 population of the pond snail Lymnaeae elodes. Ecology, 47(6): 889-906

114 - EL-HASSAN, A.A.: The importance of the effect of the chemical
1974 composition of water on the population of snails-intermediate hosts of schistosomes in Egypt. Folia parasitologica(Praha), 21:169-79

115 - EL-HASSAN, A.A.: Laboratory studies on the direct effect
1974a temperature on Bulinus truncatus and Biomphalaria alexandrina, the snail intermediate hosts of schistosomes in Egypt. Folia parasitologica (Praha), 21:191-87

116 - ENK, M.D., MATHIS, B.J.: Distribuition of cadmium and
1977 lead in a stream ecosystem. Hydrobiologia, 52 (2-3): 153-8

117 - EYREST, J.P., PUGH-THOMAS, M.: Heavy metal pollution of
1978 the River Irwell (Lancashire, UK) demonstrated by analysis of substrate materials and macroinvertebrate tissue. Env. Poll., 16(2): 129-36

118 - FAO (FOOD AND AGRIC.ORGAN.OF THE UNITED NATIONS), Rome.
1977 Manual of methods in aquatic environment research. Part 4. Bases for selecting biological tests to evaluate marine pollution. FAO Fish. Tech.Pap., 164: 31p.

119 - FENCHEL, T.: Factors determining the distribuition pat-
1975 tern of mud snail (Hydrobiidae). Oecologia, 20: 1-17

120 - FENCHEL, T.: Character displacement and coexistence in
1975a mud snails (Hydrobiidae). Oecologia, 20:19-32

121 - FERREIRA, J.R., BERGAMIN,F,H., KRUG, J.F. et al.,: Mer-
1979 cury in water and fish from the São Vicente Estuary near Santos, Brazil. Ambio, 8(5):210-13

122 - FERGUNSON, F.F., RICHARDS, C.S.: Freshwater mollusks of
1963 Puerto Rico and the U.S.Virgin Islands. Trans. Amerc. Microsc. Soc., 4:391-95

123 - FITTKAU, E.J.: In: E.J.FITTKAU et al.,(Eds.). s.n.
1969 124

124 - FITTKAU, E.J., ILLIES, J. KLINGE, J., SCHWABE, J.H., SIO
1969 LI, H.(Eds.): Biogeography and Ecology in South America. Monogr. Biolg., 19, W.Junk. Publ. Bd.1+2

125 - FÖRSTNER, U.& WITTMANN, G.T.W.: Metal pollution in the
1981 aquatic environment. Springer-Verlag, 486p.

126 - FREEMAN, L.: A standardized method for determining to-
1953 xicity of pure compounds to fish. Sew. Indl. Wastes, 25(7): 845-8

127 - FRIBERG, L., NORDBERG, G.F., VOUK, V.B.: Handbook of
1979 the toxicology of metals. Elsevier Biom.Press, Holland, 709p.

128 - FUNDAÇÃO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA (FEE): Secret. de Co
1976 ordenação e Planejamento. Plano integrado para o desenvolvimento do litoral norte do Rio Grande do Sul. Adequação do uso do solo: mapeamento geológico e geomórfico. P.Alegre

129 - GAILLARD, M.C.: Las formas ecológicas de Littoridina pis
1973 cium. Neotrópica, 19(60): 147-51

130 - GAILLARD, M.C.: Contribución al conocimiento del genero
1973a Littoridina Souleyet, 1852, en Argentina. La Plata, Argentina. Fac. Ciencias Naturales y museo da Univ. Nac.La Plata. 120p + fig.Tese de doutorado.

131 - GAILLARD, M.C.: Una nueva Littoridina de albufera. Neo-
1974 trópica, 20(62): 104-6

132 - GAILLARD, M.C.: Sobre nuevas Littoridina de la República
1974a Argentina. Neotropica, 20(63): 140-43

133 - GEIJSKES, D.C., PAIN, T.: Suriname freshwater snails of
1957 the genus Pomacea. Stud. on the Fauna of Surinam and other Guian., 1(3): 41-49

134 - GELDER-OTTWAY, S.V.: In: BAKER, J.M. (Ed.). s.n. 16
1976

135 - GERY, J.: In: FITTKAU, E.J. et al.(Eds.). s.n. 124
1969

136 - GLASS, G.E.(Eds.): Bioassay techniques and environmental
1973 chemistry. Ann Arbor Sc.publ.Inc., 499p.

137 - GLÖER, P., MEIER-BROOK, C., OSTERMANN, O.: Süsswasser -
1980 mollusken. DJN. 73p.

138 - GODOLPHIM, M.F.: Geologia do holoceno costeiro da área
1976 de Rio Grande, RS. Porto Alegre, curso de pós-graduação em Geociências da URFGS.Diss.Mestrado

139 - GÖTTING, K.J.: Malakozoologie. Gustav Fischer V., 320 p.
1974

140 - GRABERT, H.: Die Entwicklung des Amazonas-Orinoco-Fluß-
1984 systems, widergespiegelt in den Wanderwegen und der Artenbildung des Flussdelphins Inia. Bio - geographica, 19:67-76

141 - GREEN, J.: The biology of Estuarine Animals. Sigwick &
1968 Jackson, London. 401p.

142 - GREEN, R.H.: Sampling design and statistical methods for
1979 environmental biologists. Wiley Intersc.Publ.259p.

143 - GREVE, L.: Eine molluskenfauna aus dem Neogen von Iquitos
1938 am oberen Amazonas in Peru. Abh.Schw.Paleont.Ges. LXI(T.3):1-133

144 - GROSS, S.P.: Standards, administration and surveys. J.W.
1977 P.C.F., 49(6): 1554-66

145 - GRZIMEK, H.C.B.: Enzyklopädie des Tierreichs. B.3-Weich-
1979 tiere und Stachelhäuter. DTV, 546p.

146 - GUEDES, L.M., FIORI,A.M.C., DIEFENBACH, C.O.C.: Biomass
1981 estimation from weight and linear parameters in the apple snail Ampullaria canaliculata (Gastropoda:Prosobranchia). Comp.Biochem.Physiol., (68A): 285-88

147 - GUIMARÃES, C.T.: Algumas observações de laboratório so-
1981 bre biologia e ecologia de Pomacea haustrum (Reeve, 1856). Mem.Inst.Oswaldo Cruz, 76(1): 33-46

148 - GUPTA, P.K., KHANGAROT, B.S., DURVE, V.S.: Studies on
1981 the acute toxicity of some heavy metals to an

Indian freshwater pond snail Viviparus bengalen sis L. Arch. Hydrobiol. 91(2): 259-64.

149 - GUTH, J., BLANKESPOOR, H.D., CAIRNS, J.J.: Potentiation
1977 of zinc stress caused by parasitic infection of snails. Hydrobiologia, 55(3): 225-9

150 - GUYARD, A., POINTIER, J.P.: Faune malacologique dulçaqui
1979 coles et vecteurs de la schistosomose intestina le en Martinique (Antilles Françaises). Ann. de Parasit. hum.et comp. (Paris), 54(2): 193-205

151 - HAAS, F.: Neue Binnenmollusken aus Nordost Brasilien.
1938 Arch.f.Molluskenk., 70(1): 45-51+fig.

152 - HAAS, F.: Remarks on and descriptions of south-american
1951 non-marine shells. Fieldiana Zool. 31(46): 503.

153 - HÅKANSON, L.: The quantitative impact of pH, bioproduc-
1980 tion and Hg-contamination on the Hg-content of fish. (pike). Env.Poll.(ser.B), 1(4):285-304

154 - HAMBURGUER, B.: Stand der Normung von Biotesten (Stand-
1983 dardization of ecological tests). Vom Wasser , 61(1983): 227-35

155 - HANSEN, S.R.: Screening for toxic effects on interspecies
1981 interactions. A mechanistic or an empirical ap proach? Arch. Env.Cont.Toxic., 10:597-603

156 - HARMAN, W.N.: Snails (Mollusca: Gastropoda). In: C. W.
1974 HART JR. & S.L.H.FULLER. Pollution ecology of freshwater invertebrates. Acad.Press.N.Y.:275-312

157 - HASSELROT, T.B.: Bioassay methods of the National Swedish
1975 Environment Protection Board. J.W.P.C.F., 47(4): 851-57.

158 - HARRY, H.W.: An alternative view on the phylogenyof the
1968 Mollusca. Proc. of Symp.on Mollusca, 1: 170-87.

159 - HARRY, H.W., ALDRICH, D.V.: The ecology of Australorbis
1958 glabratus in Puerto Rico. Bull. WHO, 18:819-32

160 - HARRY, H.W., CUMBIE, B.G.: Stream gradient as a criterion
1956 of lotic habitats suitable far Australorbis gla bratus in Puerto Rico. Amer.J.Trop.Med.Hyg., 5 (5): 921-28

161 - HARRY, H.W., CUMBIE, B.G., JESUS, J.M.: Studies on the
1957 quality of freshwater of Puerto Rico relative of the occurence of Australorbis glabratus (Say). Amer. J. Trop. Med. Hyg., 6(2): 313-22

162 - HARRY, H.W., HUBENDICK, B.: The freshwater pulmonate mol
1963 lusca of Puerto Rico. Kungl. Vetensk. Vitt. Samh. Handl. ser.B, 9(5): 3-77 + pl.

163 - HAVERSCHMIDT, F.: Notes of Helicolestes hamatus in Su -
1959 riname. Auk, 76: 32-36

164 - HAVERSCHMIDT, F.: Notes on the snail kite in Surinam.
1970 Auk, 87: 580-84

165 - HAWKES, J.A.: In: JAMES, A. & EVISON, L.(Eds.).
1979 s.n. 182

166 - HEIT, M., KLUSEK, C.: The effects of dissecting pools
1982 on the trace element concentrations of fish and mussel tissues. The Scienc. of Tot. Environ., 24: 129-34

167 - HERZ, R.: Circulação das águas de superfície da lagoa
1977 dos Patos. Contribuição metodológica ao estudo de processos lagunares e costeiros do R.G.Sul , através da aplicação de técnicas de sensoriamen to remoto. São Paulo. Dpto. de Geogr. da Facul. de Fil. Let. e C.Humanas, USP. Tese de Doutorado.

168 - HESSE, R.: Tiergeographie auf ökologischer Grundlage.
1924 Jena V. & G.Fischer, 613p.

169 - HIDU, H.: Effects of synthetic surfactants on the lar -
1965 vae of clams (M. mercenaris) and oysters (C. virginica). J.W.P.C.F., 37(2): 262-70

170 - HOLME, N.A.: Methods of sampling the benthos. Adv. Mar.
1964 Biol., 2: 171-260

171 - HORNUNG, H., RAVIV, D., KRUMGALZ, B.S.: The occurence of
1981 mercury in marine algae and some gastropod molluscs of the mediterranean shoreline on Israel. Mar. Pol. Bull., 12(11): 387-90

172 - HUBENDICK, B.: The anatomy of the Gastropoda. The Percy
1955 Sladen Trust Exped. to Lake Titicaca. Trans. Linn. Soc. London, ser.3, 1(3): 309-27

173 - HUBENDICK, B.: Factors conditioning the habitat of fresh
1958 water snails. Bull. WHO, 18: 1072-80.

174 - HUBENDICK, B.: Studies on Ancylidae. The Australian ,
1967 Pacific and Neotropical Form Groups. Acta Reg. Soc. Scient. et Lit. Goth. Zool., 1:5-52

175 - HUBRICHT, L.: A new species of Amnicola from an Arkansas
1979 Cave. (Hydrobiidae). The Nautilus, 94(4): 142.

176 - HUNTER, W.R.: Physiological aspects of Ecology in Non -
1964 marine molluscs. In: KARL M. WILBUR & C.M. YONGE. Physiology of Mollusca, v.2. Acad.Press , N.York, cap.3: 83-125

177 - IHERING, H.V.: Die Gattung Paludestrina. Nachr. Bl. D.
1895 Malak. Ges., 27(7-8): 122-28

178 - IRELAND, M.P., WOOTON, R.J.: Distribuition of lead,zinc,
1977 copper and manganese in the marine gastropods Thais lapillus and Littorina littorea around the coast of Wales. Env. Poll., 12(1): 27-41

179 - ISHAK, M.M., MOHAMED, A.M.: Effect of sublethal doses of
1975 copper sulphate and Bayluscide on survival and oxygen consumption of the snail Biomphalaria alexandrina. Hydrobiologia, 47(3/4): 499-512

180 - JAECKEL, S.G.A.: In: E.J. FITTKAU et al. (Eds.). s.n.
1969 124

181 - JAMES, A.: In: JAMES, A. & EVISON, L. (Eds.) s.n. 182
1979

182 - JAMES, A., EVISON, L. (Eds.): Biological indicators of
1979 water quality. J.Wiley & Sons., 557 p.

183 - JUTTING, W.S.S.: Über eine Sammlung nichtmarinen Mollus-
1942/44 ken. Arch.f. Hydrobiol., 39: 458-89

184 - KATZ, M.: The effects of heavy metals on fish and aqua-
1975 tic organisms. In: Heavy Metals in the Aquatic

Environment.(Supl.). Proc. Intern.Conf.Nashville Tenesse, December, 1973. Ed.P.A.Krenkel-Perga - mon Press, Oxford.: 25-30

185 - KINNE, O.: The effects of temperature and salinity on
1964 marine and brackish water animals. II.Salinity and temperature. Salinity combinations. Ocean. Mar. Biol. Amm. Rev., 2: 281-339

186 - KINNE, O.: Physiological aspects of animals life in es-
1966 tuaries with special reference to salinity. Netherlands J.of Sea Res., 3(2): 222-44

187 - KITTREDGE, J.S.: In: MCINTYRE, A.D. & PEARCE, J.B. (Eds.)
1980 s.n. 217

188 - KLEE, O.: Angewandte Hydrobiologie: Trinkwasser-Abwasser,
1985 Gewässerschutz. Thieme, Stuttgart, 271p.

189 - KLEEREKOPER, H.: Limnological observations in nort -
1955 heastern Rio Grande do Sul, Brasil. Arch. f. Hydrobiol., 50(3-4): 553-67

190 - KLUMPP, D.W., BURDON-JONES, C.: Investigations of the po
1982 tential of bivalve molluscs as indicators of - heavy metals levels in tropical marine waters. Aust.J. Mar.Freshw. Res., 33: 285-300

191 - KÖPPEN, W.: Climatologia. Fundo de Cultura Economica,Mé
1948 xico. 380p.

192 - KOEMAN, J.H., STRIK, J.J.T.W.A. (Eds.): Sublethal effects
1975 of toxic chemicals on aquatic animals. Elsevier Sciet.Publ. Co., 234p.

193 - KOHN, A.L., LEVITEN, P.L.: Effect of habitat complexity
1976 on population density and species richness in tropical intertidal predatory gastropod assem- blages. Oecologia, 25: 199-210

194 - KOZHOV, M.: Lake Baikal and its life. Monogr.Biol., XI:
1963 W.Junk Publ. Hague.

195 - LACK, T.J.(Ed.): Environmental protection: Standards ,
1984 compliance and costs. Ellis Horwood Ltd., En - gland, 329p.

196 - LANZER, R.M.: Interpretação da distribuição e ocorrência
1983 de moluscos dulceaqüicolas nas lagoas costeiras da região sul do Brasil. Porto Alegre, R.S., Brasil, UFRGS (Inst.Biociências). Dissert.Mest.64p.

197 - LANZER, R.M., SCHÄFER, A.: Besonderheiten der Verbreitung
1984 von Süßwassermollusken in den Rio Grande do Sul; Brasilien: Substratpräferenz und Nischenüber - lappung. Biogeographica, 19:145-60

198 - LIANG, Y.S.: The effect of water quality on laboratory
1972 culturing of Biomphalaria pfeiferi and Bulinus globosus. Malac. Rev., 5(1): 11- (Abst.)

199 - LIRA, L., FALCÃO, I.M.M., ZAPATA, M.C., OLIVEIRA, A.V.:
1978 Material em suspensão, temperatura e salinidade no estuário do Rio Mamucaba-PE. Cad.Ômega Univ. Fed.Rural PE, 2(1): 97-116

200 - LOCKWOOD, A.P.M.(Ed.): Effects of pollutants on aquatic
1976 organisms. Soc.Exper.Biol.-Semin.ser.2, Cambridge Univ.Press, 193p.

201 - LLOYD, R.: In: MCINTYRE, A.D., PEARCE, J.B.(Eds.). s.n.
1980 217

202 - LOPES, H.S.: Sobre duas espécies do gênero Pomacea Perry
1955 com um estudo da genitalia em ambos os sexos. Rev. Bras. Biol., 13(2): 303-10

203 - LOPES, H.S.: Sobre "Pomacea lineata" (Spix, 1827) (Meso
1956 gastropoda, Architaenioglossa, Mollusca). Rev. Bras. Biol. 16(3): 375-80

204 - LOPES, H.S.: Sobre "Pomacea canaliculata" (Lamarck, 1822)
1956 (Mesogastropoda, Architaeniglossa, Mollusca). Rev. Bras. Biol., 16(4): 535-42

205 - LOPES-PITONI, V.L., VEITENHEIMER-MENDES, I.L. et al.:
1984 Nota sobre a estrutura faunística do pleuston em um açude no morro Santana, P.Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Ciência e Cult., 36(2):245-48

206 - LUCAS, C.E.: The ecological effects of external metabo-
1947 lites. Biol. Rev. of Cam. Philos. Soc, 22(3) : 270-95

207 - LUOMA, S.N.: Bioavailability of trace metals to aquatic
1983 organisms - a review. The Sc. Tot. Env. 28:1-22

208 - MAIENTHAL, E.J., BECKER, D.A.: A survey on current lite
1976 rature on sampling, sample-handling for environ
mental material and long-term storages. Inter -
face, 5:49-62

209 - MANLY, R., GEORGE, W.O.: The occurence of some heavy me
1977 tals in populations of the freshwater mussel A-
nodonta anatina (L.) from the River Thames.
Env. Poll. 14(2): 139-54

210 - MARCUS, E., MARCUS, E.: Mesogastropoden von der Küste
1963 São Paulos. Abh. Math. Naturw. Kl. Akad. Wiss.
Lit.Mainz. 1:1-105

211 - MARCUS, E., MARCUS, E.: On Brazilian supralittoral and
1963a brackish water snails. Bol. Inst. Ocean., 13(2):
41-52

212 - MARCUS, E., MARCUS, E.: On Brazilian supratidal and es-
1965 tuarine snails. Bol. Fac. Filos. Cien.e Let.-USP
(Zool.), 25: 19-82

213 - MARGALEF, R.: Ecologia. Ed. Omega, Barcelona, 3.Ed.,951p.
1974

214 - MARGALEF, R.: Limnologia. Ed. Omega, Barcelona, 1010p.
1983.

215 - MARTOJA, M., TUE, V.T., ELKAIM, B.: Bioaccumulation du
1980 cuivre chez Littorina littorea (L.) (Gasteropode
Prosobranche): signification physiologique et e
cologique. J.Exp.Mar.Biol.Ecol., 43: 251-70

216 - MAYES, R.A., MCINTOSH, A.W., ANDERSON, V.L.: Uptake of
1977 cadmium and lead by a rooted aquatic macrophyte
(Elodea canadensis). Ecology, 58: 1176-80.

217 - MCINTYRE, A.D., PEARCE, J.B. (Eds.): Biological effects
1980 of marine pollution and the problems of monito-
ring. Rap. et Proc.Verb.des Reunions Vol.179 -
Cons.Int.p.Expl.de la Mer, Danemark, 346p.

218 - MERIAN, E.(Ed.): Metalle in der Umwelt - Verteilung ,
1984 Analytik und biologische Relevanz. Verlag Chemie 722p.

219 - MERLINI, M., POZZI, G.: Lead and freshwater fishes: Part
1977 I. Lead accumulation and water pH. Env. Poll.12 (3): 167-72

220 - MERLINI, M., POZZI, G.; Lead and freshwater fishes: Part
1977a 2. Ionic lead accumulation. Env. Poll. 13(2): 119-126

221 - METCALF, M.M.: Salinity and size. Science, 72: 526-27
1973

222 - MIETTINEN, J.K.: The accumulation and excretion of hea-
1975 vy metals in organisms. In: Heavy Metals in the Aquatic Environment,(Supl.). Proc. Intern.Conf. Nashville Tenesse, December, 1973. Ed.P.A. Krenkel-Pergamon Press, Oxford: 155-62

223 - MILLER, L.D.C.: In: MCINTYRE, A.D., PEARCE, J.B.(Eds.)
1980 s.n. 217

224 - MILNE, A.: The ecology of the Tamar estuary. III. Sali-
1938 nity and temperature conditions in the lower estuary. J. Marine Biol. Assoc. U.K., 22: 529-42

225 - MILNE, A.: The ecology of the Tamar estuary. IV. The
1940 distribuition of the fauna and flora as buoys. J. Marine Biol. Assoc. U.K., 24: 69-87

226 - MILWARD-DE-ANDRADE, R., CARVALHO, O.S., GUIMARÃES, C.T.:
1978 Alguns dados bioecológicos de Pomacea haustrum (Reeve, 1856), predador-competidor de hospedeiros intermediários de Schistosoma mansoni, Sambon, 1907. Rev. Saúde Publ., SP., 12: 78-89

227 - MILWARD-DE-ANDRADE, R.: Resistência à dessecação de Po-
1981 macea haustrum (Reeve, 1856), capturadas no lago da Pampulha, Belo Horizonte, MG (Brasil) - (Mollusca, Pilidae). Rev. Bras. Biol., 41(1) : 215-21.

228 - MITROVIC, V.V., BROWN, V.M., SHURBEN, D.G., BERRYMAN,M.H.:

1968 Some pathological effects of sub-acute and acute poisoning of rainbow trout by phenol in hard water. Wat. Res., 2: 249-54

229 - MÖLLER, W.: Untersuchungen zum Bleigehalt von Süßwasser
1978 schnecken in Oberrheingebiet (Mollusca:Gastropoda). Arch. Hydrobiol., 83(3): 405-18

230 - MOORE, J.W., RAMAMOORTHY, S.: Heavy metals in natural
1984 waters. Springer Verlag, 268p.

231 - MORRISON, J.P.E.: Some zoogeographic problems among
1955 brackish water molluscs. Ann. Rep. Amer. Malac. Union, : 7-10

232 - MORTON, J.E.: Molluscs. Hutschinson, Univ.Lib.Lond, 244p.
1968

233 - MÜLLER, P.: Biogeographie. Ulmer, 414p.
1980

234 - MÜLLER, P.: Arealsysteme und Biogeographie. Ulmer, Stut
1981 tgart, 704p.

235 - MURPHY, R.C.: Feeding habitats of the everglade kite
1955 (Rostrhamus sociabilis). Auk, 72: 204-5

236 - NEGILSKI, D.S., AHSANULLAH, M., MOBLEY, M.C.: Toxicity
1981 of zinc, cadmium and copper to the shrimp Calianassa australiensis. II. Effects of paired and triad combinations of metals. Mar.Biol.,64(3) : 305-9

237 - NEWELL, R.: Some factors controlling the upstream dis -
1964 tribuition of Hydrobia ulvae (Pennant), (Gastropoda, Prosobranchia). Proc. Zool. Soc. Lond., 142: 85-106

238 - NEWMAN, M.C., MCINTOSH, A.W.: The influence of lead in
1982 components of a freshwater ecosystem on molluscan tissue lead concentrations. Aquat.Tox.,2:1-19

239 - NIELSEN, S.A., NATHAN, A.: Heavy metal levels in New Zea
1975 land molluscs. N.Z.J.Mar. Freshw.Res., 9(4): 467-81.

240 - NRIAGU, J.O.(Ed.): Aquatic toxicology. Wiley Inters.
1983 Publ., 13.Adv.Env.Sci. and Techn. 517p.

241 - NRIAGU, J.O., SIMMONS, M.S.: Toxic contaminants in the
1984 Great Lakes. J.Wiley & Sons., V. 14, And. Env. Sci. and Tecn., 527p.

242 - ODUM, E.P.: Ecologia. Interamericana, 3.Ed., Mexico, 639p
1972

243 - OKAZAKI, R.K., PANIETZ, M.H.: Depuration of twelwe tra-
1981 ce metals in tissues of the oysters Crassostrea gigas and C. virginica. Mar. Biol., 63(2): 113-20

244 - OLIVEIRA, M.E.A.: Lagoa dos Barros: Aspectos da sua po-
1983 luição e tipologia limnológica. P.Alegre, R.S., Brasil, UFRGS (Inst.Biociencias). Dissert.Mest.

245 - OLLA,B.L., PEARSON, W.H., STUDHOLME, A.L.: In: MCINTY-
1980 RE, A.D., PEARCE, J.B.(Eds.). s. n. 217

246 - ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT
1981 (OECD): Guidelines for testing of chemicals., 474p + app.

247 - PACHECO, J.H.: Relatório preliminar sobre as concentra-
1984 ções de metais pesados encontrados em peixes da Bacia Hidrográfica do Guaiba. Rel. Interno DMA/SSMA. (RS-Brasil).

248 - PACHECO, J.H., SOUZA, C.B., SILVA, M.L.C., RODRIGUES,M.
1983 L.R., SPOHR,W.: Relatório técnico- interpretação dos dados de qualidade da água do Rio Caí na área de influência do III Polo Petroquímico. Relt. Interno DMA/SSMA (RS-Brasil).

249 - PAIN, T.: Pomacea(Ampullariidae) of British Guiana.Proc.
1950 Malac. Soc. Lond., 28: 63-74

250 - PAIN, T.: Pomacea (Ampullariidae) of the Amazon River
1960 System. The J. Conch., 24(12): 421-32

251 - PAIN, T.: The Ampullariidae, an historical survey. J.of
1972 Conch., 27(7): 453-62

252 - PARKER, R.H.: Macro-invertebrate assemblages of central
1959 Texas coastal bays and Laguna Madre. Bull. Am.

Assoc. Petr. Geol., 43(9): 2100-66

253 - PART, P., SVANBERG, P., KIESSLING, A.: The availability
1985 cadmium to perfused rainbow trout gills in different water qualities. Wat. Res., 19(4):427-34

254 - PAULINYI, H.M., PAULINI, E.: Observações de laboratório
1971 sobre o controle biológico de Biomphalaria glabrata pela Pomacea sp. (Ampullariidae). Rev. Bras. de Malar.e doen.trop.: 23(1-4): 135-49.

255 - PEARSE, A.S.: The migrations of Animals from Sea to Land.
1936 Duke Univ.Press. Durham. 196p.

256 - PENNA, L., LEME, J.L.M.: Moluscos de água doce. Hist.Nat.
1964 dos Organ.Aquat.do Brasil,: 253-64

257 - PEREIRA, D.N., GOLDSTEIN, E.G., MARTINS, M.T.: Bioensa-
1979 ios: Perspectivas de sua utilização na avaliação da qualidade das águas e no controle da poluição. Trab. apres. 10. Congr.Bras. de Eng. Sanit. e Ambiental Manaus, 21-26 jan.1979., 36:1-9

258 - PFLEGER, V.: Schnecken und Muscheln Europas: Land und
1984 Süßwasserarten. Kosmos, 192p.

259 - PHILLIPS, D.J.H.: The use of biological indicator orga-
1977 nisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments.- A review. Env. Poll. 13(4): 281-317

260 - PHILLIPS, D.J.H.; Quantitative aquatic biological indica
1980 tors. (Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution). Appl. Sci. Publ.Ltd,London, 488p.

261 - PHILLIPS, D.J.H.: Organochlorines and trace metals in
1985 green-lipped mussels, Perna viridis, from Hong-Kong waters: A test of indicators ability. Mar. Ecol. Prog. Ser., 21(3): 251-58

262 - PICKERING, Q.H., HENDERSON, C.: The acute toxicity of
1966 some heavy metals to different species of warm-water fishes. Air Wat. Poll. Int. J., 10:453-63

263 - PILSBRY, H.A.: Non-marine mollusca of Patagonia. II.No-

1911 tes upon the characteristics and origin of the non-marine molluscan fauna of South America. Rep. Pric. Univ. Exped. to Patagonia, 1896-99, 3(5): 513-633.

264 - PILSBRY, H.: South-American Land and Freshwater mollusks:
1924 Notes and descriptions. Proc. Acad. Nat. Sci. Phil., 76: 49-61

265 - PILSBRY, H.A.: Descriptions of middle American land ,
1935 freshwater Mollusca. Proc. Acad. Nac. Sci.Phil., 87: 1-6

266 - PILSBRY, H.A.: Littoridina tenuipes (Couper). Nautilus,
1952 66(2): 50-54

267 - PILSBRY, H.A., BEQUAERT, J.: The aquatic mollusks of the
1927 Belgian Congo. With a geographical and ecological account of Congo malacology. Bull. of the American Museum of Nat. Hist., LIII: 69-659

268 - PINEDA-SCHULER, M.D.: Adequação de critérios e métodos
1983 para avaliação da qualidade de águas superficiais baseada no estudo ecológico do Rio Gravataí. P.Alegre, R.S., Brasil, UFRGS. (Inst. Biocien - cias). Dissert. Mestrado, 105p.

269 - PITONI, V.L.L., VEITEHEIMER, I.L., MANSUR, M.C.D.: Mo -
1976 luscos do Rio Grande do Sul; coleta, preparação e conservação. Iheringia (Divulg.), 5:25-68

270 - PRESTON, H.B.: Characters of three new species of fresh
1912 waters shells from Uruguay. Proc. Malac. Soc. London, 10: 107.

271 - PRITCHARD, D.W.: Estuarine hydrography. Adv. Geophys. ,
1952 1: 243-80.

272 - PRITCHARD, D.W.: Estuarine circulation patterns. Proc.
1955 Amerc. Soc. Civil Eng., 81: 717.

273 - PRICE, D.R.H.: In: JAMES, A. & EVISON, L.(Eds.). s.n.182
1979

274 - RAMAMURTHI, R., NAIDU, K.A., SUBBIAH, M.B., BALAJI, N.,
1982 RAO, M.V.R.: Toxicity of mercury to some fresh-

water organisms. Geobios, 9:89-90

275 - RAVERA, O.: Effects of heavy metals (cadmium, copper , 1977 chromium, and lead) on a freshwater snail: Biomphalaria glabrata Say (Gastropoda, Prosobranchia). Malacologia, 16(1): 231-36

276 -RAVERA, O. (Ed .): Biological aspects of freshwater pol- 1979 lution. Publ.Com. Europ. Com.-Pergamon Pres, 214p.

277 - RAVERA, O.: Cadmium in freshwater ecosystems. Experien- 1984 tia, 40: 2-14

277 - RAVERA, O. (Coord.): Cadmium - a complex environmental 1984a problem. Experientia, 40: 1-234

278 - REES, W.J.: The aerial dispersal of mollusca. Proc. Mal. 1965 Soc. London, 36: 269-81

279 - REHWOLDT, R., BIDA, G., NERRIE, B.: Acute toxicity of 1971 copper, nickel and zinc ions to some Hudson River Fish species. Bull. Env. Cont. Toxic., 6(5): 445-8

280 - REHWOLDT, R., LASKO, L., SHAW, C., WIRKOWSKI, E.: The 1975 acute toxicity of some heavy metal ions toward benthic organisms. Bull. Envir.Contm. Toxic. , 10(5): 291-94

281 - RILEY, R.T., SHIRAZI, M.A., SWARTZ, R.C.; transport of 1981 naphtalene in the oyster Ostrea edulis. Mar. Biol., 63(3): 325-30

282 - RINGUELET, R.A.: Zoogeografia y ecologia de los peces 1975 de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las areas ictiologicas de America del Sur. ECOSUR, 2(3): 1-122

283 - SALT, G.W.: The role of laboratory experimentation in 1969 ecological research. In: J.CAIRNS JR. The structure and function of freshwater microbial comunities. Inst.State Univ.Amer.Micr.Soc.Smpos.:87-100

284 - SACHS, L.: Angewandte Statistik. Springer Verlag, 552p. 1978

285 - SCHÄFER, A.: Fundamentos de ecologia e biogeografia das
1985 águas continentais. Ed.UFRGS, P.Alegre, 532p.

286 - SCHÄFER, A., LANZER, R.M.: Levantamento preliminar da
1980 fauna de moluscos na lagoa Jacaré, Estação Ecológica do Taim, RS. Nideco (série Taim), 5: 43-50.

287 - SCHULZ-BALDES, M.: Tiere als Monitororganismen für
1982 Schwermetalle im Meer: ein Überblick. Dechenia na (Beihefte), 26: 43-54

288 - SCHULZ-BALDES, M., REHM, E., FARKE, H.: Field experiments
1983 on the fate of lead and chromium in an intertidal benthic mesocosm, the Bremerhaven Caisson. Mar. Biol., 75: 307-18

289 - SCHWARZBOLD, A.: Influência da morfologia no balanço de
1982 substâncias e na distribuição de macrófitos aquáticos nas lagoas costeiras do R.G.Sul. P.Alegre, R.G.S., Brasil, UFRGS.(Inst.Biociências). Dissert. de Mestrado, 95p.

290 - SCOTT, M.I.H.: Sobre el desarollo embrionario de "Ampul
1934 laria canaliculata". R.Mus.La Plata, 34:373-85

291 - SCOTT, M.I.H.: Estudio morfologico y taxonomico de los
1957 Ampullaridos. Rev. Mus. Arg.Cien. Nat. Bern. Riv. (C.Zool.), III(5): 233-333+pl.

292 - SECRETARIA AGRICULTURA DO R.G.SUL.: Boletim geográfico
1980 do Rio Grande do Sul. Ano 22 a 25(n.20-23),109p.

293 - SHEEHAN, P.J., MILLER, D., BUTLER, G.C., BOURDEAU,P. :
1984 (Eds.): Effects of pollutants at the ecosystem level. SCOPE 22, John Wiley & Sons. 443p.

294 - SILVA, M.C.P.: Descrição de Heleobia piscium (Orbigny ,
1982 1835) (Prosobranchia:Hydrobiidae), procedente do "Rio Guaiba", Vila Elsa, municipio de Guaiba , Rio Grande do Sul. P.Alegre, R.G.Sul, Brasil - PUC (Inst.Biociências-Zoologia). Diss.Mestrado.

295 - SILVA, M.C.P., THOMÉ, J.W.: Primeiro registro de Litto-
1981 ridina piscium (Orbigny, 1835) (Prosobranchia ,

Hydrobiidae) para o Rio Guaiba e Delta do Jacuí Rio Grande do Sul. Iheringia (Zool.), 59:77-88

296 - SKOOG, G.: Salinity reactions of two freshwater snails
1973 from brackish water. Oikos, 15: 253-60 (Supl.)

297 - SOLBE, J.F.L.G.: In: RAVERA, O: (Eds). s.n. 276
1979

298 - SOULEYET, L.F.A., M.M.EYDOUX: Genre Littoridine. In:
1852 BERTRAND, A.(Ed.): Voyage autour du monde, executé pendant les annés 1836 et 1837, sur la corvette "La Bonite". Paris. Vol. 2(Zool.):563-65+Pl.

299 - SOWERBY, G.B.: Notes on the family Ampullariidae, with
1909 list of species, varieties and synonyms, also descriptions of four new species. Proc. Mal.Soc. vol.VIII: 345-62

300 - SPEHAR, R.L., ANDERSON, R.L., FIANDT, J.T.: Toxicity and
1978 bioaccumulation of cadmium and lead in aquatic invertebrates. Env. Poll., 15(3): 195-208.

301 - SPRAGUE, J.B.: Measurements of pollutant toxicity to
1969 fish. I. Bioassay methods for acute toxicity. Wat. Res., 3: 793-821.

302 - SPRAGUE, J.B.: Measurement of pollutant toxicity to fish.
1970 II. Utilizing and applying bioassay results. Wat. Res., 4:3-32

303 - SPRAGUE, J.B.: Measurements of pollutants toxicity to
1971 fish. III. Sublethal effects and "safe" concentrations. Wat. Res., 5: 245-66

304 - SPRAGUE, J.B.: The ABC's of pollutant bioassay using
1973 fish. Biol.Met.f.Assess.Wat.Qual.ASTM-STP. 528: 6-30

305 - STEBBING, A.R.D.: In: MCINTYRE, A.D., PEARCE, J.B.(Eds.)
1980 s.n. 217

306 - STIRN, J.: Manual of methods in aquatic environment re-
1981 search. Part 8. Ecological assessment of pollution effects. FAO Fish. Tech. Pap., 209: 70p.

307 - STROBEL, P.: Materiali per una Malacostatica di terra e

1874 di acquadolce dell'Argentinia meridionale. Bibl. Malac. Pisa, Italia, tav.II, 4: 42-59

308 - STUARDO, J.: Contribución a un Catalogo de los moluscos
1961 gasteropodos chilenos de agua dulce. Gayana (Inst. Cent.de Biol.), 1: 7-32

309 - SUNILLA, I.: Toxicity of copper and cadmium to Mytilus
1981 edulis L. (Bivalvia) in brackish water. Ann. Zool. Fennici, 18: 213-23

310 - TABATA, K.: Studies on the toxicity of heavy metals to
1969 aquatic animals and the factors to decrease the toxicity. I. On the formation and the toxicity of precipitate of heavy metals. Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab., 58: 203-14

311 - TABATA, K.: Studies on the toxicity of heavy metals to
1969a aquatic animals and the factors to decrease the toxicity. II. The antagonistic action of hardness components in water on the toxicity of heavy metal ions. Bull. Tokai Ref. Fish. Res. Lab., 58: 215-32

312 - TAYLOR, D.W.: A remarkable snail fauna from Coahuila, Me
1966/67 xico. The Veliger, 9(2): 152-223

313 - TAYLOR, D.W., SOHL, N.F.: An outline of gastropods clas
1962 sification. Malacologia, 1(1): 7-32

314 - THIELE, J.: Revision des Systems der Hydrobiiden und
1928 Melaniiden. Zool. Jahrb.(Sist.Ökol.Geogr.Tiere), 55(1/3): 351-402

315 - THIELE, J.: Handbuch der Systematischen Weichtierkunde.
1931 Band.1- Classis Gastropoda. VGF-Jena, 23-159

316 - THOMPSON, F.G.: The aquatic snails of the family Hydro-
1968 biidae of Peninsular Florida. Un.Florida Press.

317 - THURSTON, R.V., GILFOIL, T.A., MEYN, E.L., et al.: Compa
1985 rative toxicity of ten organic chemicals to ten common aquatic species. Wat. Res., 19(9):1145-55

318 - TITTIZER, T.T., KOTHÉ, P.: In: JAMES, A., EVISON, L.(eds)
1979 s.n. 182.

319 - TOMEY, W.A.: Hausträger im Aquarium Wasserschnecken im
1983 allgemeinen und eine neu eingeführte Art im
besonderen. Das Aquarium, 174: 639-42

320 - TRAIN, R.E.: Quality criteria for water. Castle House
1979 Publ.Ltd., 256 p.

321 - UMWELTGUTACHTEN : Deutscher Bundestag- Drucksache 8/1938
1978 638S.

322 - URL, W.: Zur Kenntnis der Todeszonen im Konzentrations
1957 gestuften Resistenzversuch- Phys.Plantarum, 10:
318-27

323 - VASCONCELOS, B.B.M.: Contribuição ao estudo químico bro
1956 matológico do Aruá. Tese Fac. Medicina, Recife
47 p.

324 - VICENTE, N., CHABERT, D., ESCOUBERT, P.: Contamination
1978 de mollusques mediterranéens pour un metal lourd:
le plomb. Tethys, 8(4): 345-55

325 - VEITENHEIMER, I.L., MANSUR, M.C,D.: Primeiras observa -
1975 ções de bivalves dulceaqüicolas como alimento
de "armado amarillo" Rhinodoras d'orbigny (Kro-
yer, 1855) Bleeker, 1862. Iheringia(Zool.), 46:
25-31

326 - VOGT, H., GOMES, A., TRICART, J.: Note preliminaire sur
1960 la morphologie du cordon littoral actuel entre
Tramandai et Torres, Rio Grande do Sul, Bresil.
Cahiers Oceanogr., XII(7): 453-59

327 - WACHS, B.: Schwermetalle in Wasser - Organismen: Bio -
1981 akkumulation, magnification und retention. Si-
cherheit in Chemie und Umwelt, 1: 113-15

328 - WARD, G.S., PARRISH, P.R.: Manual of methods in aquatic
1982 environment research. Part 6. Toxicity tests.
FAO Fish. Tech. Pap., 185: 23p.

329 - WARNER, R.E.: Bioassays for microchemical environmental
1967 contaminants. Bull. WHO, 36: 181-207

330 - WARREN, C.E., DOUDOROFF, P.: Biology and water pollution
1971 control. W.B.Saunders Co, 434p.

331 - WARREN, L.J.: Contamination of sediments by lead, zinc
1981 and cadmium: a review. Env. Poll.(ser.B), 2(6): 401-36

332 - WATENPAUGH, D.E., BEITINGER, T.L.: Absence of selenate
1985 avoidance by fathead minnows. (Pimephales promelas). Wat. Res., 19(7): 923-26

333 - WATLING, H.R.: Comparative study of the effects of zinc,
1982 cadmium, and copper on the larval growth of three oyster species. Bull. Env. Cont. Tox., 28: 195-201

334 - WEBER, C.I.: Biological field and laboratory methods for
1973 measuring the quality of surface waters and effluents. Publ. EPA-670/4-73-001, 186p.

335 - WEBER, E.: Grundriss der biologischen Statistik. GFV ,
1972 Stuttgart, 706p.

336 - WENTSEL, R., MCINTOSH, A.V.: Sediment contamination and
1977 benthic macroinvertebrate distribuition in a metal impacted lake. Env. Poll. 14(3): 187-93

337 - WENZ, W.: Gastropoda.I. Allgemeiner Teil und Prosobranchia.
1938 Handb.der Paläozol., 6: 1-1639.

338 - WESENBERG-LUND, C.: Biologie der Süsswassertiere-Wirbel
1939 lose Tiere. V.J.S., Wien, 655-719

339 - WILLIAMSON, P.: Opposite effects of age and weight on
1979 cadmium concentrations of a gastropod molluscs. Ambio, 8(1): 30-31

340 - WILSON, K.W.: Monitoring dose-response relationships.
1980 Rapp.P.v.Reun.Cons.int.Expl.Mer., 179: 333-38

341 - WINNER, R.W.: Bioaccumulation and toxicity of copper as
1985 affected by interactions between humic acid and water hardness. Wat. Res., 19(4): 449-55

342 - WOOD, P.C.: In: JAMES, A., EVISON, L.(Eds.). s.n. 182
1979

343 - WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO): Principles and methods
1978 for evaluating the toxicity of chemicals, part. 1. Geneve, 273p.

344 - ZADORY, L.: Allellpolymorphismus bei Physa acuta Drap
1980 (Pulmonata-Gastropoda) in Abhängigkeit von physikalisch-chemischen Wassereingenschaften der Saar. Diplomarbeit, Biogeogr. Univ. Saarlandes, 152p.

345 - ZADORY, L.: Untersuchungen zu Beziehungen zwischen
1984 Allelpolymorphismen und Schwermetallgehalten bei aquatischen Invertebraten. Prom.dissert. Biogeographie, Univ. Saarlandes, 268p.

346 - ZELL, R.A.: LD_{50}: Der Streit um die "tödliche Dosis".
1985 Bild der Wissenschaft, 2: 92-97

7 - ZUSAMMENFASSUNG

Es wurden Untersuchungen durchgeführt , um die Ver - breitung der Molluskenfamilien HYDROBIIDAE und AMPULLARII DAE festzustellen. An 94 Standorten in verschiedenen aquatischen Systemen (Flüssen, Kanälen und Seen) in Rio Grande do Sul (Brasilien) wurden Individuen dieser Familien abgesammelt.

Was die Weltverbreitung betrifft, so ist die erste Familie Kosmopolit, während die zweite typisch für warme Zonen ist. In Rio Grande do Sul sind beide Familien weit ver - breitet.

Neben Untersuchungen im Gelände fanden auch Biotests im Labor statt, wobei das Verhalten gegenüber den folgenden physikalisch-chemischen Faktoren getestet wurde : pH , Salinität, Schwermetallkontamination (Cd, Cu, Hg, Pb und Zn). Aus den Ergebnissen wurden die LC_{50}-, NEC_{50}- und EC_{50} -Werte ermittelt. Es konnte festgestellt werden, daß sich die Gastropoden für einige der untersuchten abiotischen Faktoren als Bioindikator eignen. So stellt die Salinität einen wichtigen Einfluß-Faktor auf die Verbreitung der Hydrobiidae und Ampullariidae in Rio Grande do Sul dar . A. canaliculata zeigte eine hohe Resistenz gegenüber pH - Schwankungen. Von den untersuchten Schwermetallen zeigten Cu und Hg die größte Toxizität, Pb wirkte am wenigsten toxisch. Eine Betrachtung der LC_{50}-Tests bestätigt die Notwendigkeit, mehrere Untersuchungen im subletalen Niveau durchzuführen, da die erhaltenen Werte, die zur Festlegung von Grenzwerten benutzt werden, den Zielen des Gewässers - schutzes nicht angemessen sind, da sie extrem hoch im Vergleich zu denen liegen, die schon irreversible Schäden hervorrufen. Durch die Anwendung der in dieser Arbeit ent wickelten Methode wurde beobachtet, daß die Ermittlung von EC_{50} und NEC_{50} bessere Werte bringt; außerdem läßt sich die Methode auch in Ländern (oder Regionen) ohne große technologische Möglichkeiten leicht anwenden.

Schließlich muß darauf hingewiesen werden, daß es not

wendig ist, neue Grenzwerte für Umweltqualität für Brasilien zu entwickeln , da durch die fortschreitende Umweltzerstörung einige der existierenden Standards nicht immer der Situation angepaßt sind.

7 - SUMMARY

Investigations were conducted to determine the distri - bution of the molluscs families HYDROBIIDAE and AMPULLARII DAE.

Individuals of these families were collected at 94 sites in differents aquatic systems (Rivers, channels , lakes) in Rio Grande do Sul (Brazil). The Hydrobiidae are cosmo- politan, whereas the Ampullaridae are typical for warm zones. In Rio Grande do Sul, both families are widely distributed.

Besides investigations in the field, biotests in the labora tory were conducted to test the reactions towards the following physical and chemical factors: pH, salinity , heavy-metal concentrations (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn).

LC_{50}-, NEC_{50}- and EC_{50} values were determined from these results. It was found that these gastropods are valuable bioindicators for some of the investigated abiotic factors. Thus, salinity is an important factor influencing the dis- tribution of Hydrobiidae and Ampullariidae in Rio Grande do Sul.

Ampullaria canaliculata shows great resistence towards de- viations of the pH. Among the investigated heavy-metals , Cu and Hg show highest toxicity, Pb is least toxic.

The review of LC_{50} tests confirms the requirement for more investigations on the sublethal level. The LC_{50} values , which are used for the fixing of limit values, are not a - dequate to the aims of water protection because they are extremly high compared to those already evolking irrever- sible damages.

Using the method developed in this study, it was observed that the determination of EC_{50} and NEC_{50} values gives better results. Furthermore, the method can easily be used in countries (regions) lacking sufficient technological possibilities.

Finally, it has to be pointed out that it is necessary to develop new limit values for environmental quality because some of the existing standards are no more adequate to the situation of progressing environmental destruction.

7 - RESUMO

Realizou-se um estudo a fim de avaliar a distribuição mundial de moluscos gastrópodes das familias HYDROBIIDAE e AMPULLARIIDAE. Fizeram-se coletas em 94 pontos de amostragem, tendo por base sistemas aquáticos do Rio Grande do Sul, Brasil (Canais, rios e lagoas). Em termos de distribuição mundial a 1. família é cosmopolita enquanto que a 2. é típica de regiões quentes. No Rio Grande do Sul ambas as familias tem ampla distribuição.

Foram efetuados levantamentos de campo e estudos em laboratório, nos quais foram testadas as reações comportamentais perante os seguintes fatores físico-químicos: pH , salinidade, metais pesados (Cu, Cd, Hg, Pb e Zn). A partir dos resultados obtidos foram definidos os valores de LC_{50}, NEC_{50} e EC_{50}.

É possível se observar a adequação do uso de gastrópodes como bioindicadores perante alguns dos parametros abióticos avaliados. Assim sendo a salinidade é um fator que tem grande influência na distribuição de Hydrobiidae e Ampullariidae no Rio Grande do Sul. A. canaliculata mostrou ser bastante resistente às variações de pH. Dos metais pesados testados, Hg e Cu foram os mais tóxicos e Pb o menos tóxico.

A partir das observações de testes com LC_{50}, confirma-se a necessidade de se desenvolverem cada vez mais testes em nível subletal, pois os resultados de LC_{50}, os quais são utilizados como base para a definição de padrões de qualidade ambiental não são adequados, tendo em vista que são muito elevados se comparados com aqueles em nível sub-letal que já causam danos irreversíveis. A partir da metodologia desenvolvida neste trabalho observa-se que NEC_{50} e EC_{50} fornecem melhores resultados; além disto o método é facilmente aplicado também em países (regiões) sem grandes condições de desenvolvimento tecnológico.

Finalmente salienta-se a necessidade premente de serem desenvolvidos novos padrões de qualidade ambiental, princi -

palmente no Brasil, tendo em vista que com a constante de - gradação da qualidade ambiental, alguns dos padrões exis - tentes não mais são adequados à realidade.

8.1 - IN DER TOXIKOLOGIE VERWENDETE DEFINITIONEN

TERMINOLOGY

A variety of terminology has been used in work covered here. I have generally attempted to use one set of terms and symbols, chosen because of wide usage, early publication, or lack of ambiguity.

Median Effective Concentration (EC50) and *Median Lethal Concentration* (LC50) will be primary terms in this review. EC50 may refer to lethal or sublethal responses. The terms correspond to ED50 and LD50, universally used in pharmacology and toxicology, for example insect toxicology (HOSKINS, 1960). *D* represents *dose*, the amount of drug inside the animal, by injection or ingestion. Fish toxicology may sometimes be concerned with internal dose, (e.g. pesticide residues), but usually deals with concentrations in the surrounding water, for which EC50 and LC50 are appropriate.

Use of LC50 (and EC50) in fish toxicology should make the notation more immediately comprehensible to workers in other fields of science. LC50 is used in German pollution literature according to BREITIG (1966), is used in Canada ALDERDICE, 1967), and generally in Britain where explicit preference is sometimes stated (BROWN *et al.*, 1967a). In the United States, LC50 and EC50 are used to some extent (U.S. Dept. Interior, 1963; EISLER, 1965; JOHNSON, 1968; STEWART *et al.*, 1967b) but the term *median tolerance limit* (*TLm*) has been customary with fish. U.S. readers may wish to substitute *TLm* for LC50 throughout this review. Unfortunately we cannot speak with grammatical accuracy of lethal "concentrations" of water temperature and pH, but the abbreviation will perhaps still be understood. The wording "median lethal limit" or "median lethal level" could be used if necessary.

The symbol LD50 was first proposed by TREVAN (1927). He wrote the symbols all on the same line (not LD_{50}), and major writers in pharmacology follow him (BLISS, 1952; FINNEY, 1964; GADDUM, 1953). Making the 50, or 10, 90, etc., into a subscript is historically incorrect and seems to serve little purpose beyond complicating the lives of typists and proofreaders.

Time and concentration are inseparably linked in tests with aquatic organisms. Hence LC50's should be qualified by an indication of exposure-time, such as 24-hour LC50, 4-day LC50, etc.

Another important parameter is the concentration at which acute toxicity ceases, given several suitable names: *incipient lethal level* (FRY, 1947); *ultimate median tolerance limit* (DOUDOROFF, 1945; DOUDOROFF *et al.*, 1951); *lethal threshold concentration* (LLOYD and JORDAN, 1963); *asymptotic* LC50 (BALL, 1967a); *kritische schwelle* (DENZER, 1959); *Schwellenwerte* (WUHRMANN and WOKER, 1950; NEHRING, 1962); *Todlichkeitsgrenze* (LIEPOLT and WEBER, 1958). For the English language, *incipient lethal level* has the advantage of being part of a general scheme of classifying environmental factors and may be defined as "that level of the environmental entity beyond which 50 per cent of the population cannot live for an indefinite time" (modified slightly from FRY, 1947). The word "ultimate" in the second term was used earlier (FRY, BRETT and CLAWSON, 1942) not to describe the length of exposure-time, but the highest degree of resistance attainable by acclimation to the lethal condition. Perhaps it might be reserved for acclimation effects, which hopefully will become more widely studied in toxicity tests. *Lethal threshold concentration* seems a good term although some investigators still feel that threshold effects should not deal with 50 per cent mortality but with the most sensitive individual in a population. That concept has no precise mathematical meaning as discussed further on in the review. According to BUERKLE (1967), most modern investigators would agree that a threshold is "that stimulus intensity at which a positive response can be expected in 50 per cent of the presentations." Nor should the threshold for acute toxicity be misinterpreted as a "safe" concentration. It is merely a convenient and reproducible reference point: that concentration which would kill the average fish on long exposure.

To avoid such misunderstandings, the term *incipient* LC50 is proposed to describe threshold values as defined in the previous paragraph. The term will be used in this review, and also *lethal threshold concentration*.

Another set of terms is used for response time in fixed concentrations, usually *Median Lethal Time* (LT50), and *Median Effective Time* (ET50). Other words such as median survival time, and resistance time are also used. The symbols follow the established pattern, are useful with fish (ALDERDICE, 1967), and are standard for time-series in pharmacology (LITCHFIELD, 1949). Unfortunately confusion is likely between this notation and the abbreviation TL50 which is to replace TLm (P. Doudoroff, personal communication) in the 13th edition of "Standard Methods" (APHA *et al.*, 1965, 12th edition). To avoid misinterpretation, LC50 will be used in preference to TL50, and LT50 will be written in words when required, as in the section immediately following.

(In Sprague, 1969)

8.2 - ARTENZAHL AQUATISCHER GASTROPODEN IN AFRIKA

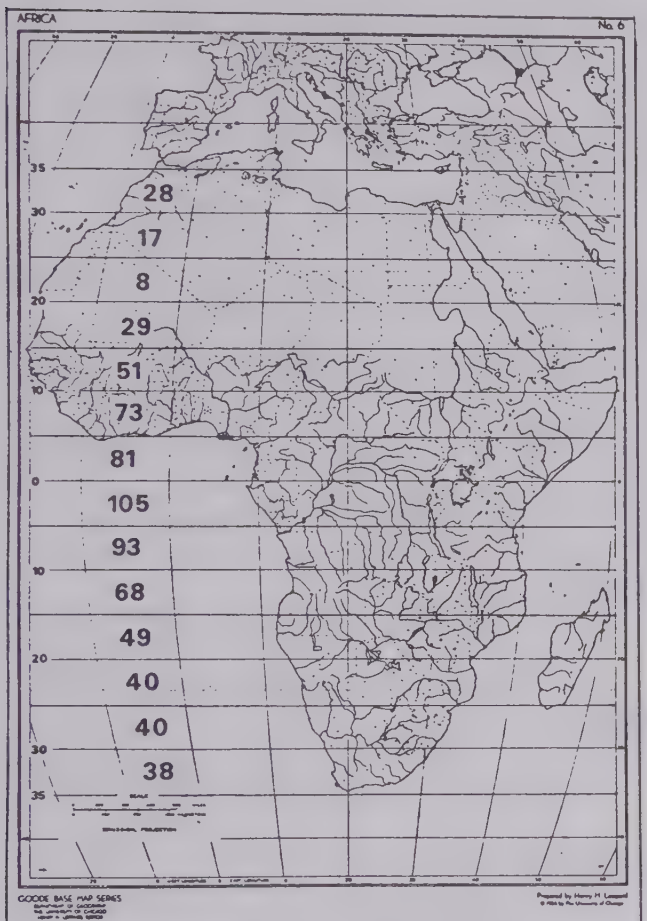


Fig. 152. Estimated numbers of gastropod species present in fresh and brackish waters in Africa. Totals for each zone of 5° latitude are derived from the present systematic synopsis, thought the ancylids *Burnupia* and *Ferrissia* are included only as genera and no Hydrobiidae are included for North Africa. The total given for Zone 30–35°N is for all of Africa lying north of latitude 30°.

(In Brown, 1980)

8.3 - STATISTISCHE ERGEBNISSE

Die einzelne Werte der Tests wurden nach der KOLMOGOROFF-SMIRNOV Methode verglichen um zu prüfen, ob ein statistischer Unterschied für α 95% besteht bei Anwendung der Formel

$$\lambda(1 - \alpha) \sqrt{\frac{n_1 + n_2}{n_1 n_2}}$$

zur Berechnung des kritisches-Wertes (in BELAN, 1981) . Man erhielt folgende Werte für $\lambda (1 - \alpha)$:

$1 - \alpha$	0,95	0,975	0,99	0,995
$\lambda(1 - \alpha)$	1,36	1,48	1,63	1,73

Es ergaben sich folgende Bewertungen:

CADMIUM:

LC_{50} = statistisch nicht signifikant
NEC_{50} = statistisch nicht signifikant
EC_{50} = statistisch signifikant

KUPFER:

LC_{50} = statistisch nicht signifikant
$NEC_{50} = EC_{50}$ = statistisch nicht signifikant

QUECKSILBER:

LC_{50} = statistisch nicht signifikant
NEC_{50} = statistisch nicht signifikant
EC_{50} = statistisch nicht signifikant

BLEI:

LC_{50} = statistisch nicht signifikant
NEC_{50} = statistisch signifikant
EC_{50} = statistisch signifikant

ZINK:

LC_{50} = statistisch nicht signifikant
NEC_{50} = statistisch signifikant
EC_{50} = statistisch signifikant

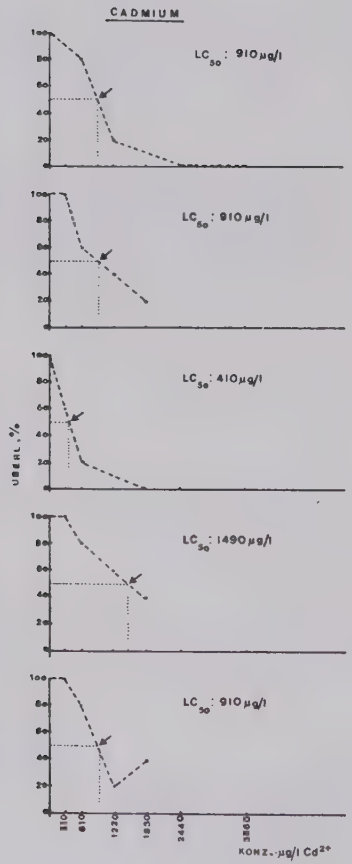
LEITFÄHIGKEIT:

LC_{50} = statistisch nicht signifikant
NEC_{50} = statistisch nicht signifikant
EC_{50} = statistisch nicht signifikant

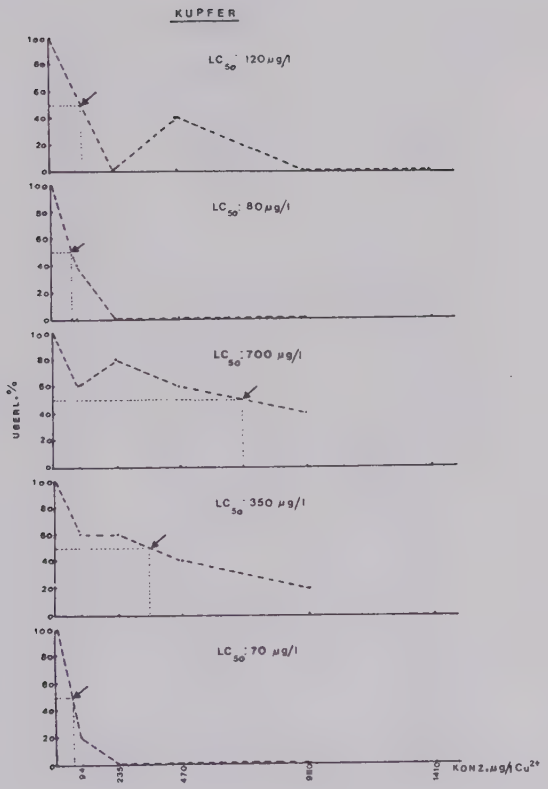
pH:

LC_{50} = statistisch nicht signifikant
NEC_{50} = statistisch nicht signifikant
EC_{50} = statistisch nicht signifikant

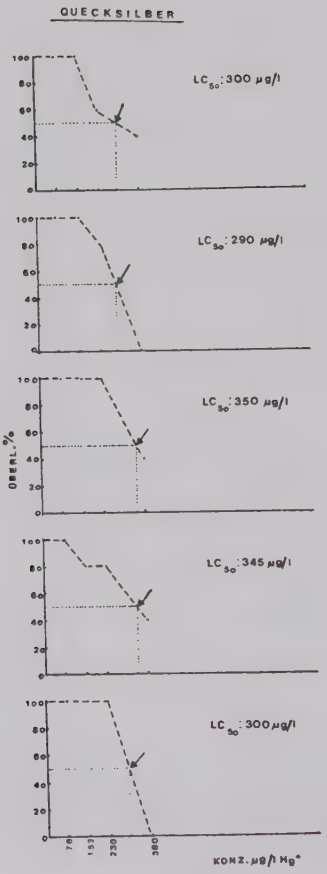
8.4 - LC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit CADMIUM



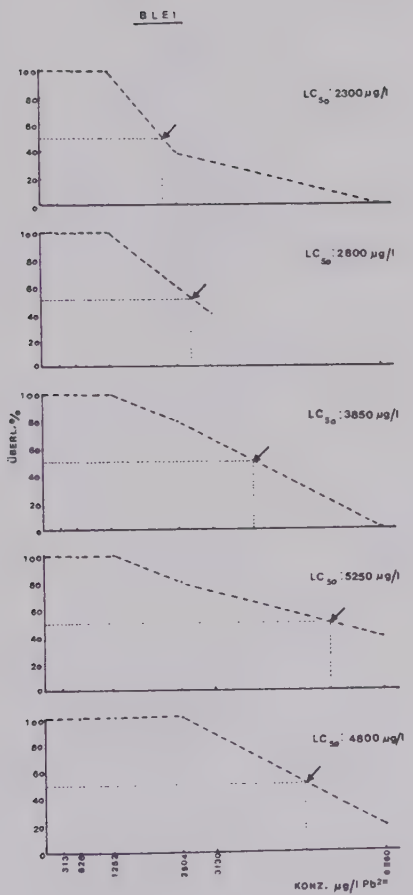
8.5 - LC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit KUPFER



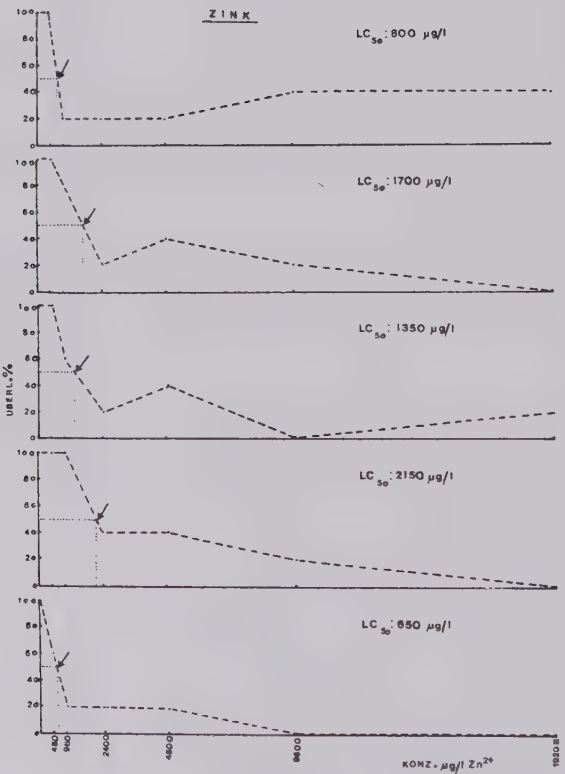
8.6 - LC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit QUECKSILBER



8.7 - LC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit BLEI

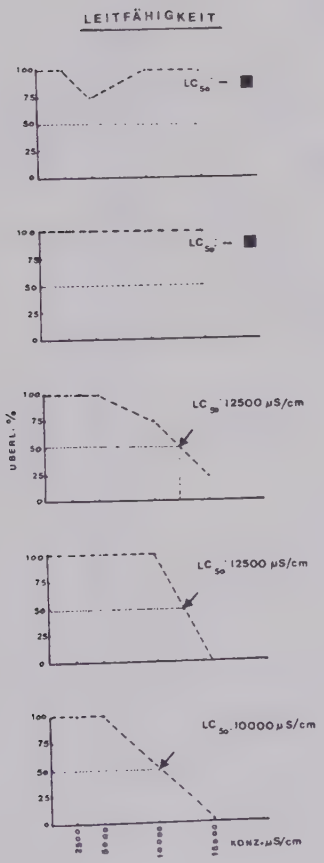


8.8 - LC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit ZINK



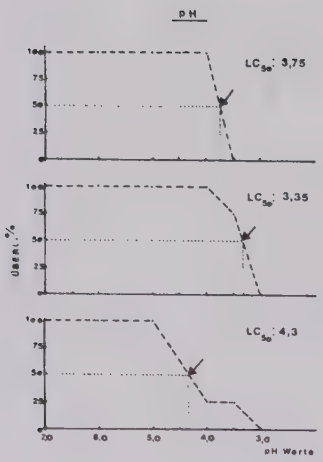
8.9 - LC_{50}-Kurven für A. canaliculata

bei Untersuchungen mit LEITFÄHIGKEIT

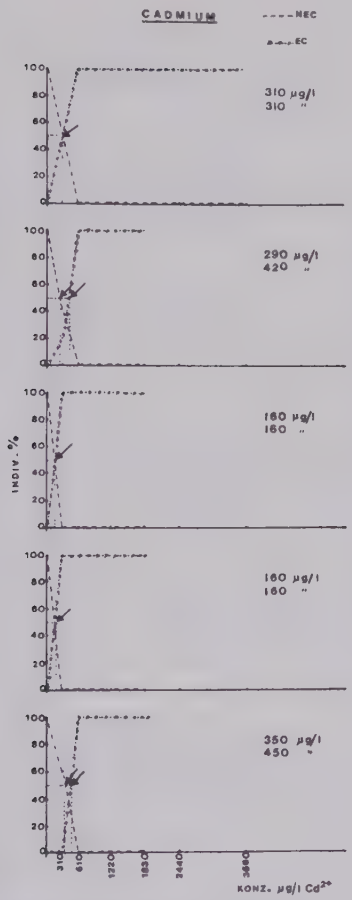


(■ Nicht erreicht. Jüngere Individuen)

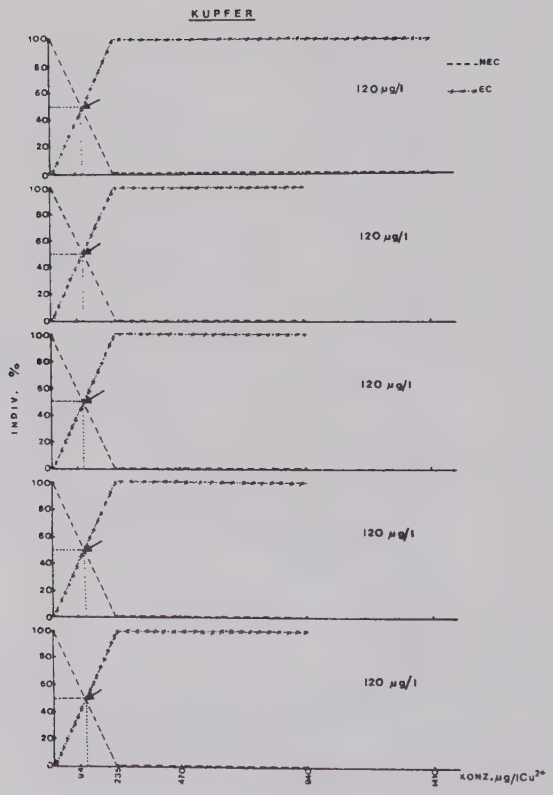
8.10 - LC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit pH



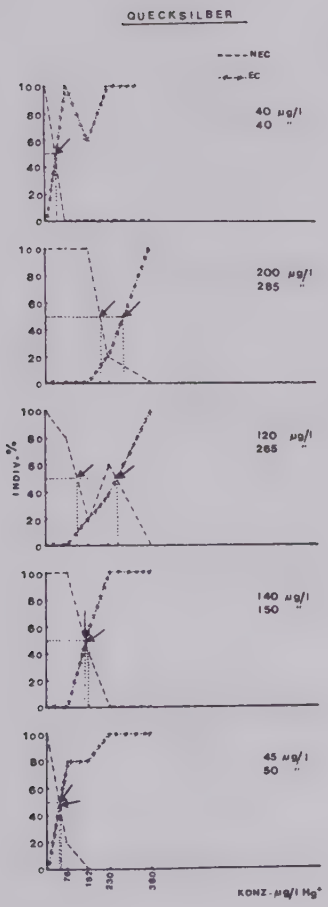
8.11 - NEC_{50}- und EC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit CADMIUM



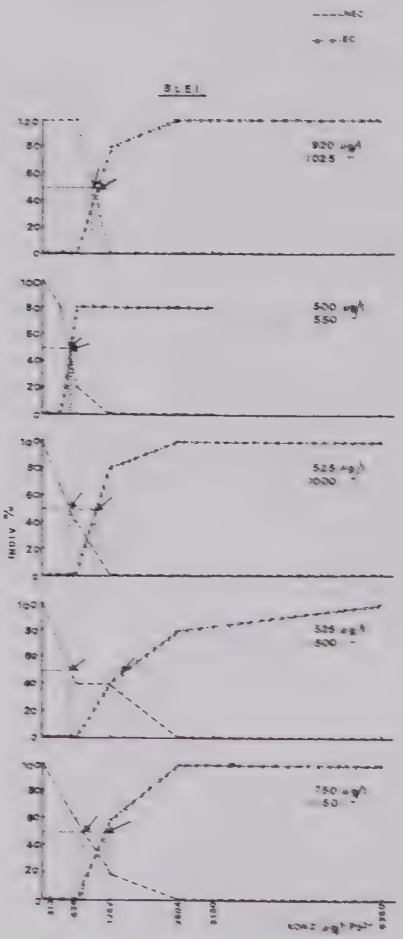
8.12 - NEC_{50}- und EC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit KUPFER



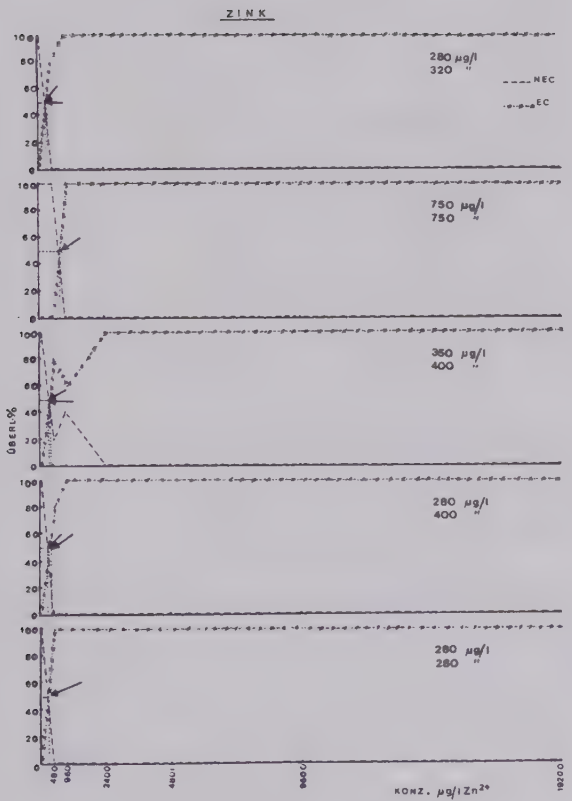
8.13 - NEC_{50}- und EC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit QUECKSILBER



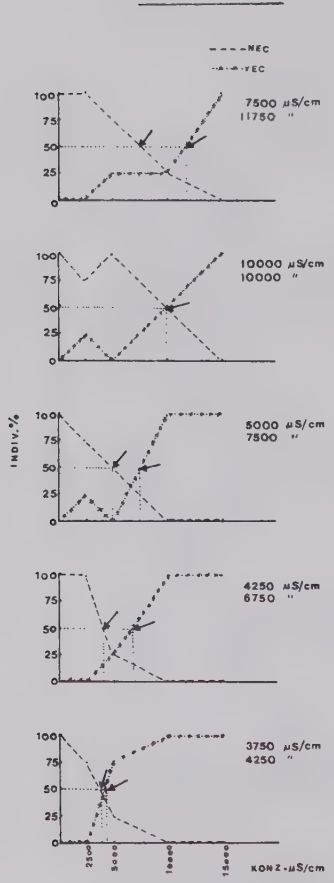
8.14 - NEC_{50}- und EC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit BLEI



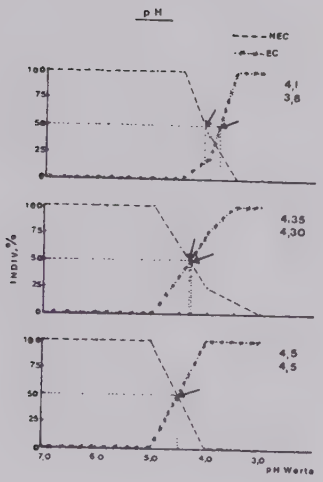
8.15 - NEC_{50}- und EC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit ZINK



8.16 - NEC_{50}- und EC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit LEITFÄHIGKEIT



8.17 - NEC_{50}- und EC_{50}-Kurven für A. canaliculata bei Untersuchungen mit pH



LEBENSLAUF

LUIZA CHOMENKO

Am 14 September 1947	in Terezópolis , Rio de Janeiro , Brasilien, als Tochter von Ivan und Olena Chomenko geboren.
Grundschule	Colégio São Paulo , in Canoas , Rio Grande do Sul, von 1955 bis 1963.
Oberschule	Colégio Carlos Chagas, in Canoas , Rio Grande do Sul , von 1970 bis 1972.
Studium	der Biologie an der Universidade Federal do Rio Grande do Sul von 1973 bis 1976.
Diplom	(Master of Sciences) in Ökologie an der Universidade Federal do Rio Grande do Sul von 1977 bis 1981.
Ab april 1982	als Doktorandin bei Prof. Dr. Paul Müller an der Fachrichtung Biogeographie , Univ. des Saarlandes.
Aufbaustudiengang	"Biogeographie und Raumbewertung" an der Fachbereich Social- und Umwelt - wissenschaften der Univ. des Saarlandes; Abschluß in August 1985.
Februar 1986	Antrag auf Zulassung zum Promotionsverfahren bei der Philosophischen Fakultät der Universität des Saarlandes, Saarbrücken.

Anschrift:

Fachrichtung Biogeographie - Univ. des Saarlandes
Im Stadtwald
D-6600 - SAARBRÜCKEN - BRD

oder

Dpto. do Meio Ambiente - SSMA/DMA
Av. A.J.Renner, 10
90000 - PORTO ALEGRE - R.G.Sul - BRASILIEN